



**Paula Cristina dos  
Santos Pereira**

**A saúde de um ecossistema lacustre:  
biomanipulação e envolvimento da população local**



**Paula Cristina dos  
Santos Pereira**

**A saúde de um ecossistema lacustre:  
biomanipulação e envolvimento da população local**

Dissertação apresentada à Universidade de Aveiro para cumprimento dos requisitos necessários à obtenção do grau de Mestre em Saúde e Risco Ambiental, realizada sob a orientação científica da Doutora Ruth Maria de Oliveira Pereira, Investigadora Auxiliar do CESAM, Universidade de Aveiro, e do Doutor Bruno Branco Castro, Investigador Auxiliar do CESAM, Universidade de Aveiro

## **o júri**

presidente

**Prof. Doutor Carlos Alberto Diogo Soares Borrego**  
Professor catedrático da Universidade de Aveiro

**Prof. Doutor Fernando José Mendes Gonçalves**  
Professor associado com agregação da Universidade de Aveiro

**Prof. Doutor José Victor de Sousa Vingada**  
Professor auxiliar da Escola de Ciências da Universidade do Minho

**Doutora Ruth Maria de Oliveira Pereira (orientadora)**  
Investigadora auxiliar do CESAM, Universidade de Aveiro

**Doutor Bruno Branco Castro (co-orientador)**  
Investigador auxiliar do CESAM, Universidade de Aveiro

## agradecimentos

A realização deste trabalho só foi possível devido à contribuição de muitas pessoas e instituições. Em primeiro lugar, agradeço à Universidade de Aveiro e, em particular, ao Departamento de Biologia, as condições, disponibilidade e facilidades concedidas para a execução deste trabalho. Agradeço ainda à Câmara Municipal da Figueira da Foz, local onde desempenho funções profissionais, a oportunidade que me foi dada de continuar com os meus estudos. Os conhecimentos que adquiri serão colocados em prática no bom desempenho profissional.

Agradeço à Doutora Ruth Pereira, orientadora desta dissertação, a oportunidade que me deu em trabalhar neste projecto, e por todos os conhecimentos transmitidos. Ao Doutor Bruno Castro (co-orientador), pela orientação científica, pelo debate de ideias, pela sua permanente disponibilidade e incentivo, e especialmente pelo seu companheirismo. Estou grata por o ter conhecido e por ele ter feito parte deste meu desafio que, devido a várias circunstâncias, correu o risco de ficar pelo caminho.

Ao Professor Fernando Gonçalves, líder do grupo onde me inseri, agradeço a colaboração nas saídas de campo e a disponibilização de toda a logística para a realização deste trabalho. Uma mais-valia para o sucesso do trabalho foi também a sua boa disposição.

Aos colegas de laboratório, que me aceitaram sempre muito bem e se dispuseram a ajudar-me durante todo o ano, especialmente no trabalho de campo. Um agradecimento especial à Ana Luísa, pelas sempre presentes palavras de incentivo e coragem.

À Cristina, amiga de sempre e para sempre, companheira deste e de tantos outros projectos. Sem a tua disponibilidade para me ouvires e compreenderes esta longa jornada teria sido bem mais penosa. Sempre juntas!

Aos meus amigos e colegas de trabalho (um obrigado especial às 6 meninas...), pela amizade que sempre demonstraram apesar da minha ausência.

Aos meus pais, por todo o amor e carinho demonstrado ao longo da minha vida, e pelo apoio, incentivo e reconforto nos momentos mais difíceis. Ao Luís e Regina pelas suas palavras de coragem e confiança. À pequena Beatriz que me proporcionou vários momentos de alegria e descontração.

Ao Zeca, meu marido, pelo carinho e apoio incondicional durante todos os momentos de *stress* e pela paciência e compreensão demonstrados ao longo deste trabalho e da nossa vida em comum.

Obrigado a todos...

## palavras-chave

eutroficação, lagos pouco profundos, qualidade da água, fitoplâncton, zooplâncton, peixes, biomanipulação, educação ambiental.

## resumo

A eutroficação é um dos maiores e mais comuns problemas dos lagos pouco profundos, colocando em causa a sobrevivência destes ecossistemas aquáticos e a qualidade de vida das populações humanas. Embora seja um processo natural, a eutroficação artificial ou cultural (consequência de actividades humanas) é aquela que geralmente domina. O actual estado da Lagoa da Vela (Quiaios, Figueira da Foz), um lago natural eutrófico e pouco profundo, com proliferação de peixes alienígenas, serviu de mote para o presente estudo. O objectivo da investigação foi o de compreender a influência da comunidade piscícola na qualidade geral da água, com ênfase no aumento da biomassa fitoplanctónica, factor mais visível do agravamento do estado de eutroficação e consequentemente da redução da biodiversidade. Mais, propusemo-nos também a esclarecer a população local sobre a importância dos elos da teia alimentar no processo de eutroficação.

A primeira fase do estudo tinha como objectivo principal avaliar, *in situ*, o papel da pressão predatória da principal espécie de peixe planctívora presente na Lagoa (perca-sol - *Lepomis gibbosus*), sobre os níveis tróficos inferiores e a qualidade da água. Para o efeito, foram estabelecidos mesocosmos (áreas experimentais semi-controladas) dentro da Lagoa, de forma a se proceder à manipulação da densidade de peixes. Durante cinco semanas consecutivas, foram avaliados vários parâmetros relacionados com a degradação da qualidade da água e, portanto, com a eutroficação. Este estudo pretendia também contribuir (no âmbito de um estudo mais alargado) para a avaliação das potencialidades da biomanipulação (manipulação da teia trófica) no restauro da Lagoa da Vela. Ao contrário do esperado, não foi possível provar experimentalmente o efeito nefasto do incremento da densidade de peixes sobre a qualidade da água. Tal deveu-se à supressão de *Daphnia* (principal herbívoro) em todos os mesocosmos, possivelmente devido à ocorrência de alimento de qualidade inferior, e à elevada quantidade de matéria orgânica e turbidez que a Lagoa exhibe no período de Verão. Face a este resultado, é necessário equacionar o *timing* da biomanipulação, bem como a adopção de um conjunto integrado de medidas de recuperação daquela Lagoa. Assumindo que nenhuma acção de conservação da natureza é bem sucedida se não tiver o envolvimento directo da população, a segunda fase do trabalho incidiu na elaboração de um protocolo experimental, para servir como documento de apoio a professores e educadores para uma actividade de ensino experimental das ciências/educação ambiental relacionada com o impacto de actividades humanas na deterioração da qualidade da água de um ecossistema aquático. Pretende-se que esta actividade desenvolva, no público-alvo (crianças entre os 8 e 12 anos), o sentido de responsabilidade na protecção do ambiente.

## keywords

eutrophication, shallow lakes, water quality, phytoplankton, zooplankton, fish, biomanipulation, environmental education.

## abstract

Eutrophication is one the largest and more common problems of shallow lakes, threatening the survival of these aquatic ecosystems and the quality of life of neighboring human populations. Although it is also a natural process, cultural or artificial eutrophication (as a consequence of human activities) usually predominates. Lake Vela (Quiaios, Figueira da Foz), a natural eutrophic and shallow lake with proliferation of alien fish, was chosen as a study case. The aim of the study was to understand the influence of the fish community in the overall water quality, especially in the growth of the phytoplanktonic biomass, which is the most evident sign of eutrophication. Moreover, we intended to engage the local population in a demonstration of the role of trophic interactions in the eutrophication process.

The first phase of the study intended to evaluate, *in situ*, the role of the predatory pressure exerted by the main planktivore in Lake Vela (pumpkinseed, *Lepomis gibbosus*) on the lower trophic levels and the water quality. To do so, we conducted experiments in semi-controlled enclosures (mesocosms) where fish densities could be manipulated. During five consecutive weeks, several water quality parameters related to eutrophication were determined in the treatments, ranging from no fish to high fish levels. This study also intended to contribute (within a wider framework) to the evaluation of biomanipulation as a potential restoration tool in Lake Vela. Unlike expected, we could not experimentally prove the negative effect of incrementing fish densities on water quality. This was due to the suppression of the main herbivore (the zooplankter *Daphnia*) in all treatments, probably due to the occurrence of low quality food, along with high amounts of organic matter and turbidity, which normally occur during summertime. From an applied point of view, there is a need to adjust the timing of biomanipulation, as well as incorporating it within an integrated set of restoration tools for Lake Vela.

Assuming that no nature conservation action is successful without the direct involvement of the population, the second phase of our work was directed towards the development of an experimental protocol for an environmental education activity. This activity is directed to children in school age (8-12 years old) and is related to the impact of human activities in the deterioration of the water quality of aquatic ecosystems. Its main goal was to develop the sense of responsibility and awareness towards environmental protection in a particularly sensitive and receptive target-audience.

# Índice

Pág.

## **Introdução geral**

---

Introdução	3
Identificação do problema: processo de eutroficação	3
Classificação trófica dos sistemas de água doce	5
Caracterização da Área de Estudo	7
A eutroficação na Lagoa da Vela	11
Estratégias de combate à Eutroficação	12
Teia trófica e mecanismos tróficos enquanto reguladores do ecossistema	12
Manipulação da teia trófica (biomanipulação) enquanto ferramenta de combate à Eutroficação	15
Estratégias adicionais de combate à eutroficação	17
Código de Boas Práticas Agrícolas	17
Acções de Educação Ambiental	18
Objectivos e estrutura da dissertação	19
Referências Bibliográficas	21

## **Capítulo 1**

### **Manipulação experimental (biomanipulação) da densidade piscícola na Lagoa da Vela: uma perspectiva aplicada**

---

Introdução	31
Material e Método	34
Local de estudo	34
Desenho experimental	35

Amostragens	37
Análise Estatística	39
Resultados	40
Discussão e conclusão	44
Referências Bibliográficas	49

## Capítulo 2

### **A Educação Ambiental – Uma ferramenta de apoio no combate à Eutroficação**

---

Introdução	57
A escassez dos recursos hídricos e a eutroficação	57
Teias tróficas nos ecossistemas aquáticos	58
A Biomanipulação como método de combate à eutroficação	60
A Educação Ambiental - interacção com a comunidade	61
Descrição da actividade	63
Material necessário	63
Montagem dos microcosmos e condições iniciais	64
Manipulação experimental dos elos tróficos	66
Resultados expectáveis	68
Tratamento estatístico dos dados	68
Análise dos resultados obtidos	70
Interpretação dos resultados obtidos	73
Discussão e Conclusão	74
Referências Bibliográficas	76

## Considerações finais

---

Considerações finais	81
----------------------	----



Referências	86
-------------	----

## **Anexo**

---

Quantificação espectrofotométrica da clorofila <i>a</i>	i
Protocolo da actividade «Eutroficação de um sistema lacustre: factores bióticos e abióticos determinantes»	iv

# Introdução Geral

---

### 1. Introdução

#### 1.1. Identificação do problema: processo de eutroficação

A eutroficação é um dos maiores e mais comuns problemas de lagos, albufeiras, rios, estuários e zonas marinhas costeiras de todo o mundo, colocando em causa a sobrevivência dos ecossistemas aquáticos e a qualidade de vida das populações. Segundo Wetzel (1993), a eutroficação está associada ao aumento de produtividade, à simplificação estrutural das componentes bióticas e à redução da plasticidade metabólica dos organismos para se adaptarem às alterações impostas. Nesta situação, as entradas excessivas de nutrientes (essenciais ao crescimento de plantas e animais) ultrapassam a capacidade de equilíbrio do ecossistema, promovendo o acelerado e abundante crescimento da flora e fauna aquática; esta sequência de eventos origina uma redução geral da qualidade da água.

Os nutrientes como o azoto, fósforo, potássio, carbono, ferro, e magnésio são os principais poluentes dos sistemas de água doce; quando introduzidos de uma forma excessiva e descontrolada no sistema, são os responsáveis pelo aceleração do processo de eutroficação (Sutcliffe e Jones, 1992; Harper 1995). Na década de 80, Bierman e Dolan (1981) e Thomann e Mueller (1987) reconheceram o fósforo (P) e o azoto (N) como os nutrientes mais importantes dos ecossistemas aquáticos, pois limitavam a taxa de crescimento e o tamanho máximo das populações de fitoplâncton (algas uni- ou pluricelulares microscópicas que dão a cor verde à água). As investigações das últimas décadas indicam mesmo que existe uma correlação entre a concentração de fósforo total e a biomassa fitoplanctónica em lagos (Dillon e Rigler, 1974; Vollenweider e Kerekes, 1981; Prairie et al., 1989). A razão N:P permite saber qual dos nutrientes está a ter um papel limitante do sistema, fornecendo igualmente indicação sobre o estado trófico (caracterizado pela concentração de nutrientes e produtividade) de um ecossistema aquático (Fernandes, 1999).

O processo de eutroficação pode desenrolar-se de uma forma natural; nestas circunstâncias, o sistema aquático evolui lentamente para a eutrofia. Contudo, o processo pode ser substancialmente acelerado, como consequência de actividades humanas, através de fontes agrícolas (que são muito ricas em nutrientes devido à utilização de fertilizantes) ou industriais. Estas fontes de poluição podem ser pontuais, se tiverem como origem os

## Introdução Geral

efluentes domésticos e/ou industriais não tratados, ou difusas, resultantes da lixiviação dos terrenos agrícolas e áreas habitacionais não servidas por redes de esgotos. Em ambos os casos, as fontes de poluição provocam a libertação para os ecossistemas aquáticos de grandes quantidades de nutrientes que ficam disponíveis para o crescimento do fitoplâncton. Quando controlada, para efeitos de piscicultura, a eutroficação pode ser um processo desejável, pois permite a multiplicação de algas (fitoplâncton) que servem de alimento para os microcrustáceos (zooplâncton), que por sua vez constituem o alimento das larvas e juvenis da maioria dos peixes. Nas últimas décadas, no entanto, a eutroficação de origem antropogénica tem vindo a crescer e os seus efeitos têm-se manifestado com a quebra do equilíbrio ecológico, pois ocorre uma produção de matéria orgânica superior à que o sistema aquático é capaz de decompor (Fernandes, 1999).

Os lagos pouco profundos, com baixa capacidade de diluição, são os ecossistemas que se encontram mais em perigo, devido ao risco e ao impacto da poluição proveniente das actividades antropogénicas (Abrantes et al., 2006). Estudos realizados indicam que uma das consequências do enriquecimento em nutrientes dos lagos pouco profundos é o crescimento luxuriante de plantas aquáticas superiores (sobretudo as que se encontram à superfície, como o nenúfar) e o aparecimento de tapetes de fitoplâncton. São particularmente preocupantes as florescências de algas azuis, também conhecidas por cianobactérias (organismos estrutural e fisiologicamente equivalentes às bactérias, mas funcionalmente semelhante às micro-algas planctónicas dos sistemas de águas doces, *vide* Wetzel, 1993); destacam-se os géneros *Anabaena*, *Aphanizomenon*, *Microcystis* e *Oscillatoria*, que produzem diferentes tipos de toxinas (cianotoxinas, *vide* Wetzel, 1993; Vasconcelos et al., 1993), e que podem provocar a morte de mamíferos, aves, peixes e anfíbios (Chorus e Bartram, 1999; Carmichael, 2001). A saúde humana pode igualmente ser afectada pelas toxinas das cianobactérias, através do contacto da epiderme e da ingestão da água ou dos peixes, causando problemas de pele e gastrointestinais (Edington e Edington, 1986).

À medida que a produtividade do fitoplâncton aumenta, a penetração da luz na coluna de água é reduzida e, por esse motivo, a biomassa fitoplanctónica sobrepõe-se à biomassa de macrófitas submersas. Este facto deve-se à competição pela luz com o fitoplâncton, especialmente as cianobactérias (Gonçalves et al., 2008), que têm a habilidade de migrar verticalmente na coluna de água de forma a obter melhores condições

de luminosidade (e.g. van Rijn e Shilo, 1985). Nestas condições, o lago apresenta uma condição turva. Em oposição, quando se observam condições de elevada transparência de um lago pouco profundo, a penetração da luz permite o desenvolvimento de macrófitas submersas que, além de competirem com o fitoplâncton na obtenção de nutrientes, estabilizam o sedimento, reduzindo a sua ressuspensão e a libertação dos nutrientes aí existentes para a coluna de água (Scheffer, 1998). As macrófitas sustentam ainda uma miríade de invertebrados filtradores (Scheffer et al., 1993; Beklioglu e Moss, 1996, Scheffer e Jeppesen, 1998; Jeppesen et al., 2002) e proporcionam refúgio ao zooplâncton herbívoro (Jeppesen et al., 1998; Perrow et al., 1999, Burks et al., 2002), promovendo indirectamente a herbivoria sobre a comunidade fitoplanctónica e o aumento da transparência da água (ver ponto 1.3.1). Deste modo, existem dois estados alternativos que se auto-reforçam: um, de água transparente, com dominância de macrófitas submersas; outro, de água turva, com evidente dominância de micro-algas fitoplanctónicas (Scheffer et al., 1993).

Frequentemente, num lago no estado de água turva, ocorrem aumentos de grande magnitude da densidade de algas (florescências). Uma das consequências desses aumentos é o crescimento de microorganismos, dada a elevada disponibilidade de algas (matéria orgânica) em decomposição. Estes causam uma depleção do oxigénio dissolvido, favorecendo o aparecimento de condições anaeróbias no sistema, o que pode gerar episódios de mortandade de peixes e redução da biodiversidade (Wetzel, 1993). A ausência de oxigénio (anóxia) e o pH alcalino favorecem a libertação de fósforo dos sedimentos para a coluna de água, agravando o estado de eutroficação e favorecendo a dominância da comunidade fitoplanctónica, incluindo as cianobactérias (Vasconcelos, 1990; Lourenço, 1995). Os ciclos de morte e decomposição causam a degradação da qualidade da água. A turbidez aumenta devido à suspensão de matéria orgânica, limitando a penetração de luz na coluna de água.

### 1.1.1 *Classificação trófica dos sistemas de água doce*

O estado trófico de um sistema de água doce está relacionado, segundo Wetzel (1993), com o nível de nutrientes e com a produtividade do ecossistema, onde a sobrecarga de nutrientes implica uma relação entre a quantidade de um nutriente que entra numa massa de água e a resposta desta a essa entrada. Os efeitos desta relação podem ser

## Introdução Geral

expressos por um índice quantificável da produtividade de biomassa ou por uma variável relacionada com a qualidade da água, como por exemplo a concentração de clorofila *a* ou a transparência da água (Wetzel, 1993). O conceito de sobrecarga foi reconhecido, há já muitos anos, como uma resposta a um enriquecimento de fósforo e azoto (Rawson, 1939, 1955; Ohle, 1956). Vollenweider (1968) foi o primeiro investigador a propor a existência de relações directas entre as concentrações de fósforo e azoto inorgânicos e a biomassa fitoplanctónica. No entanto, os critérios de sobrecarga e os modelos com eles relacionados preocuparam-se, durante muitos anos, sobretudo com o fósforo porque este era considerado o nutriente que primeiro se tornava limitante para as algas. Mais tarde, Jørgensen (1994) veio mostrar que com a excessiva adição de nutrientes aos lagos, o azoto se constituía como o nutriente limitante em muitos sistemas lacustres.

Para descrever o estado trófico de um sistema de água doce são usados normalmente um conjunto de componentes abióticos, como sejam a temperatura, a transparência da água, a capacidade de penetração da luz e a concentração de nutrientes, mas também bióticos, tal como a biomassa da comunidade fitoplanctónica, medida através da concentração da clorofila *a* (Wetzel, 1993). A estrutura e a biomassa fitoplanctónica são, segundo Ravera (1983), os indicadores mais úteis, pois dependem directamente da qualidade e quantidade dos nutrientes disponíveis.

As classificações tróficas mais comuns de um sistema de água doce incluem três níveis tróficos principais (oligotrófico, mesotrófico e eutrófico) (Hutchinson, 1967, *vide* em Wetzel, 1993). Para Fernandes (1999), estes níveis definem-se de acordo com as seguintes características:

Oligotrófico: lagos muito profundos e muito transparentes; baixo enriquecimento em nutrientes; pouco desenvolvimento planctónico; baixa produtividade e poucas plantas aquáticas.

Mesotrófico: moderado enriquecimento em nutrientes; moderado crescimento planctónico; alguma acumulação de sedimentos na maior parte do fundo; consideram-se ecossistemas em fase intermédia entre a oligotrófica e a eutrófica.

Eutrófico: lagos menos profundos; com reduzida transparência; elevado enriquecimento em nutrientes; elevado crescimento planctónico (alta produtividade); extensa área coberta com plantas aquáticas; muita acumulação de sedimentos no fundo; baixos níveis de oxigénio dissolvido junto ao fundo.

Existem ainda índices numéricos, como o índice do Estado Trófico (do inglês, *Trophic State Index*, TSI), desenvolvido por Carlson (1977), baseado no teor em clorofila *a* (CLA), fósforo total dissolvido (PT) e profundidade de visão do disco de Secchi (transparência - T). Cada um destes parâmetros produz uma medida do estado trófico, considerada independente, numa escala que varia de 0 a 100. O índice está construído de tal forma que TSI = 0 corresponde a uma transparência de 64 metros, enquanto que, uma diminuição para metade neste factor, representa um aumento de 10 unidades no TSI. O TSI é calculado a partir dos valores dos três parâmetros, através das seguintes expressões (Carlson, 1977):

$$\text{TSI (PT)} = 14,42 \text{ Ln (PT)} + 4,15$$

$$\text{TSI (CLA)} = 9,8 \text{ Ln (CLA)} + 30,6$$

$$\text{TSI (T)} = 60 - 14,4 \text{ Ln (T)}$$

O fósforo total e a clorofila *a* são expressos em  $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$  e a transparência em metros.

Para alguns cientistas, este índice (Tabela 1) é útil pois é relativamente simples de determinar, requer um conjunto mínimo de dados e permite obter uma ideia geral do provável estado de eutroficação de um lago (Fernandes, 1999).

**Tabela 1.** Classificação trófica de um sistema de água doce (índice do Estado Trófico - TSI) (Michaud, 1991, *vide* em Pereira e Rodrigues, 2006).

ESTADO TRÓFICO	TSI
Oligotrófico	$\leq 40$
Mesotrófico	$>40$ e $\leq 60$
Eutrófico	$>60$

## 1.2. Caracterização da Área de Estudo

A costa Atlântica Portuguesa, entre o Cabo Mondego e a Ria de Aveiro, é formada por uma extensa faixa de dunas de areia (Dunas de Quiaios, Dunas de Cantanhede e Dunas de Mira). No interior desta paisagem costeira, destacam-se um conjunto de quatro lagoas naturais ou semi-naturais (intervencionadas) de água doce: a Lagoa da Vela e a Lagoa das Braças (vulgarmente designadas por Lagoas de Quiaios), a Lagoa da Salgueira, e a Lagoa

## Introdução Geral

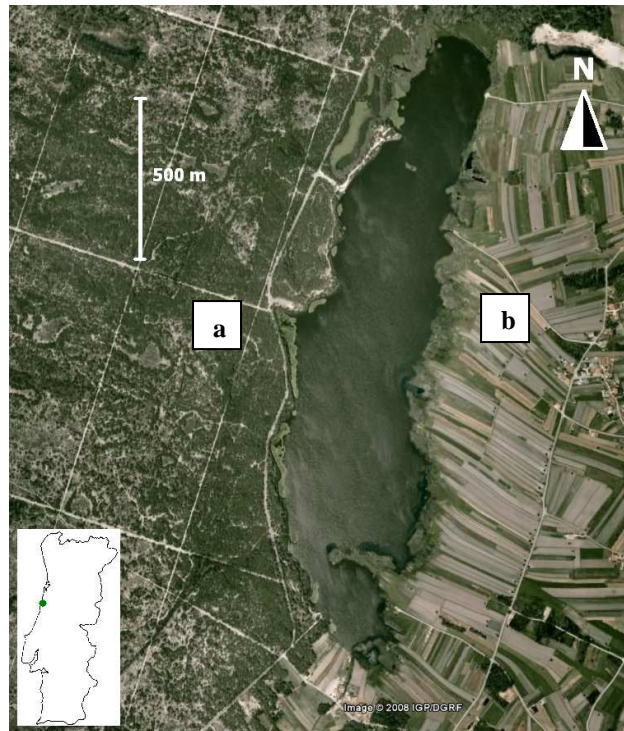
dos Teixoeiros. Administrativamente, as duas primeiras localizam-se no Concelho da Figueira da Foz, e as últimas duas (mais pequenas) situam-se no Concelho de Cantanhede, ambos pertencendo ao Distrito de Coimbra.

Estas lagoas fazem parte dos sistemas mais produtivos que se conhecem na zona e constituem *habitats* ímpares no nosso País (Boavida, 2000), albergando uma riqueza específica inestimável. Mas, como muitas outras zonas húmidas do território nacional, têm vindo a ser alvo de acções que muito têm contribuído para a sua rápida degradação. Segundo Pereira (1997), a contaminação e eutroficação destas Lagoas tem vindo a ser acelerada directa e/ou indirectamente pela ausência de tratamento de efluentes urbanos, más práticas agrícolas e agro-pecuárias, e pelo desenvolvimento da indústria nas suas margens.

Com uma profundidade média de 0,9 metros e uma profundidade máxima de 2,4 metros, a Lagoa da Vela está situada no centro litoral oeste de Portugal Continental (40°15'60''N e 8°47'35''O - Figura 1). Apresenta uma área máxima inundável de 70 ha e situa-se entre as cotas 40 m e 50 m de altitude acima do nível médio do mar, e a cerca de 6 km do Oceano Atlântico (Fernandes, 1999). A sua posição geográfica confere-lhe importância acrescida para as populações humanas, quer como pólo de interesse alternativo aos espaços balneares durante o Verão, quer como área de visita durante os meses mais frios, altura em que a Lagoa acolhe inúmeras aves migratórias (Pereira, 1997) que muito contribuem para a sua valorização ecológica e subsequentes estatutos de protecção. A Lagoa é considerada um local calmo, o que leva a que as pessoas a procurem para descansar, fazer piqueniques, desporto e pescar.

A Lagoa da Vela é talvez o maior lago de água doce de origem natural em Portugal, sendo prioritário que seja sujeita a uma intervenção devido ao seu estado eutrófico. A Lagoa encontra-se excessivamente enriquecida de nutrientes, especialmente de origem antropogénica, que limitam a actividade biológica, deteriorando a qualidade da água com consequente limitação da sua utilização (Fernandes, 1999; Abrantes et al., 2006). Esta condição favorece o aumento da acumulação de materiais em decomposição e de vegetação o que, dada a reduzida profundidade da sua massa de água, aceleram a sua terrestrialização (i.e. evolução para um sistema terrestre ou pantanoso, *vide* Pereira et al., 2002). Estes factores comprometem a sustentabilidade do ecossistema, prejudicando também as actividades lúdicas e de lazer associadas a este recurso.





**Figura 1:** Localização da Lagoa da Vela (retirado e adaptado de Google<sup>TM</sup> Earth), ilustrando a utilização do solo da área adjacente: a - área florestal; b - área agrícola.

A valorização ecológica da Lagoa da Vela resulta do facto de Portugal ter um número de lagos e lagoas naturais muito diminuído (Boavida, 2000), sendo a costa de Quiaios-Mira a área do território português com maior concentração de *habitats* naturais. A Mata Nacional de Quiaios (interface entre as Dunas de Quiaios e a planície da Gândara), considerada zona Florestal de domínio privado do Estado<sup>1</sup>, foi classificada como Biótopo Corine (12200077) e, mais recentemente, foi incluída na Lista Nacional de Sítios de importância Comunitária (Sítio PTCON0055) (Portaria nº 829/2007, de 1 de Agosto), mais especificamente nos Sítios da Lista Nacional - Plano Sectorial da Rede Natura 2000<sup>2</sup> (Resolução do Conselho de Ministros nº 115-A/2008, de 21 de Julho). No estudo feito por Dias (2004), foram consideradas como espécies de aves mais abundantes na Lagoa da Vela o galeirão (*Fulica atra*), a garça branca (*Egretta garzetta*), a garça-real (*Ardea cinerea*), e a narceja (*Gallinago gallinago*). Outras aves, como o pato-real (*Anas platyhynchos*), o marrequinho-comum (*Aythya ferina*), o zarro castanho (*Aythya nyroca*), e a negrinha (*Aythya fuligula*) foram ainda identificadas em estudos referenciados por Fernandes (1999)

<sup>1</sup> <http://www.afn.min-agricultura.pt/portal/gestao-florestal/regime-florestal/matras-nacionais>

<sup>2</sup> O objectivo da Rede Natura 2000 é o de contribuir para assegurar a biodiversidade através da conservação dos *habitats* naturais e da fauna e flora selvagens no território europeu dos estados-membros da UE

## Introdução Geral

e Pereira (1997), que reuniram toda a informação disponível, à data, para a Lagoa da Vela. As espécies piscícolas existentes actualmente na Lagoa da Vela são sobretudo *taxa* exóticos, como a perca-sol (*Lepomis gibbosus*), a carpa (*Cyprinus carpio*), a gambúzia (*Gambusia affinis*) e o achigã (*Micropterus salmoides*) (Castro, 2007). A homogeneização da fauna piscícola tem-se agravado nas últimas décadas, acompanhando o agravamento da eutroficação da Lagoa, sendo notória a extinção local das poucas espécies indígenas que ainda habitavam a Lagoa (Ferreira, 1997; Castro, 2007). Algumas das espécies de anfíbios identificadas para a Lagoa da Vela são estritamente protegidas pela convenção de Berna (Decreto-Lei nº 95/81). A rela (*Hyla arborea*), o sapo-parteiro (*Alytes obstetricans*), o sapo-de-unha negra (*Pelobates cultripes*), e o sapo-corredor (*Bufo calamita*) são alguns exemplos de Amphibia aí existentes (IAV, 1993, dados não publicados, *vide* em Pereira, 1997).

A análise das cartas do uso do solo realizada por Dias (2004) mostra que 58% da zona envolvente da Lagoa apresenta uma ocupação florestal do solo a Oeste, dominada essencialmente por matos e por pinhal (espécie *Pinus pinaster*), enquanto que os terrenos agrícolas, no lado Este, correspondem a 31% (ver também Figura 1). Encontram-se ainda, no lado Este, alguns aglomerados populacionais e um número elevado de efectivos pecuários (vacarias), perfazendo os restantes 11% da área envolvente da Lagoa da Vela. As culturas mais praticadas na zona são a batata, o milho, o feijão, a forragem e, em menor quantidade, a cevada, sendo a maioria culturas de regadio (Dias, 2004). Embora a zona florestal tenha um peso maior na ocupação da região, a área agrícola exerce uma influência significativa na Lagoa, uma vez que é através do escoamento superficial dos campos agrícolas que são emitidas as maiores concentrações de poluentes (Fernandes, 1999).

Tal como o resto do país, esta área está sujeita a um clima essencialmente mediterrâneo, manifestado pelos meses secos de Verão e por um Inverno de relativa suavidade térmica (Almeida, 1997). Durante os meses mais húmidos do ano, a Lagoa alimenta uma pequena linha de água intermitente, a vala do Zurrão, que corre em direcção aos campos do Baixo Mondego. Esta vala atravessa parte do território Gandarês e dirige-se ao rio Fojo, que, por sua vez, desagua no rio Mondego. O desnível existente entre a Lagoa e a Vala do Zurrão proporciona apenas a saída da água da Lagoa (nível superior). A Lagoa da Vela é alimentada sobretudo pela precipitação que cai directamente sobre ela e pelo escoamento superficial e subterrâneo gerado pela bacia drenante. No Verão, a Lagoa é

alimentada apenas pelo caudal subterrâneo de base, sendo que este, no entanto, é cem vezes inferior ao caudal de escoamento transportado pela rede de drenagem superficial durante o período húmido (Fernandes, 1999).

Uma vez que são os habitantes locais os que mais contribuem para a degradação da Lagoa, os que mais usufruto lúdico retiram do espaço, e ainda os que demonstram preocupações ambientais, tanto presentes como futuras, torna-se importante demonstrar à comunidade local e aos decisores políticos o impacto que as suas actividades têm sobre a Lagoa e quais as principais acções e medidas que cada um poderá realizar para minimizar os impactos. O estudo realizado por Pereira et al. (2005), sobre a Lagoa da Vela, revelou que uma grande percentagem de indivíduos inquiridos considerava que deveriam ser desenvolvidos procedimentos de limpeza de forma a recuperar a “saúde” da Lagoa. Deste modo, a Lagoa da Vela poderia voltar a ser um espaço aprazível, promovendo assim o turismo e o desenvolvimento da economia local. As acções regionais de educação ambiental sobre o funcionamento desse ecossistema, e os impactos das actividades humanas na qualidade da água da lagoa, foram também medidas consideradas relevantes para uma grande parte dos inquiridos.

### 1.2.1. A eutroficação na Lagoa da Vela

Foi no início da década de 90 que se realizaram os primeiros estudos ecológicos mais sistemáticos sobre a Lagoa da Vela. Estes trabalhos revelaram elevadas concentrações de nutrientes na água, que resultavam no desenvolvimento de grandes densidades fitoplanctónicas, nomeadamente cianobactérias do género *Microcystis aeruginosa* (Vasconcelos et al., 1993; Barros et al., 1993). As causas eram ainda insuficientemente conhecidas. Mais tarde, Fernandes (1999) observou evidentes sinais de um avançado estado trófico na Lagoa. O seu estudo constatou que na Lagoa de Vela e nas valas que atravessam a bacia de drenagem não eram lançados efluentes domésticos e industriais. No entanto, existiam dois tipos de fontes de poluição difusa na bacia: os terrenos agrícolas (fontes de poluição difusa intermitente) e as habitações e estábulos (fontes de poluição difusas contínuas). Pereira (1997) havia já sugerido que, devido à natureza pobre dos solos arenosos, os fertilizantes e adubos orgânicos (estrumes dos animais) e químicos (sintéticos), aplicados intensamente na área agrícola envolvente à Lagoa, podiam estar a

## **Introdução Geral**

contribuir para a contaminação da Lagoa através de escoamentos superficiais e de infiltrações. De facto, e tal como foi registado, entravam na Lagoa da Vela elevadas concentrações de azoto e fósforo, principalmente nos meses de Primavera e Outono (Gonçalves et al., 1996; Fernandes, 1999), favorecendo uma elevada turbidez da água. Estas ocorrências continuam a ser observadas hoje em dia, sem contudo não se deixarem de registar ocasionalmente, períodos de transparência elevada (visibilidade perto do fundo), sobretudo no período entre Janeiro e Abril, devido ao aparecimento de um pico de zooplâncton de grandes dimensões (Castro e Gonçalves, 2007), nomeadamente *Daphnia*, que reduz a biomassa fitoplanctónica (ver ponto 1.3).

As concentrações elevadas de fósforo e azoto, a dominância de cianobactérias, e a baixa representatividade de macrófitas submersas, levaram a que se classificasse a Lagoa da Vela como eutrófica. Com base no descrito por Wetzel (1993), as cargas médias de nutrientes medidas recentemente por Castro e Gonçalves (2007), na Lagoa da Vela (2,2 mg N L<sup>-1</sup> e 0,18 mg P L<sup>-1</sup>), podem ser classificadas de perigosas, tendo em conta a profundidade da Lagoa. Considerando ainda a elevada turbidez da massa de água e a proliferação de espécies exóticas de peixes (Antunes et al., 2003; Castro e Gonçalves, 2007), é legítimo alertar para o estado preocupante da Lagoa, e a urgência de medidas de mitigação.

Testemunhos recolhidos no local indicam que o estado da Lagoa há trinta anos atrás era substancialmente diferente. A Lagoa era vista como local privilegiado para a pesca e actividades balneares. Vários habitantes locais referem ainda que a transparência da água permitia ver o seu fundo. A ausência de literatura científica concernente a esse período impede uma comparação directa com as condições actuais; no entanto, parece evidente a progressiva deterioração das condições ecológicas, estéticas, e lúdicas da Lagoa da Vela, até ao momento presente.

### **1.3. Estratégias de combate à Eutroficação**

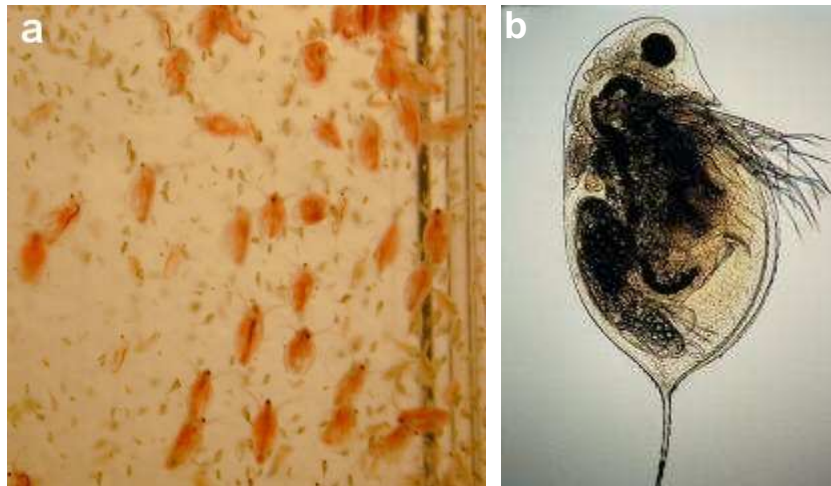
#### *1.3.1. Teia trófica e mecanismos tróficos enquanto reguladores do ecossistema*

Vários estudos têm demonstrado que a redução da densidade de peixes no ecossistema dulçaquícola favorece o aumento da comunidade zooplanctónica que, por sua

vez, provoca o decréscimo da biomassa fitoplanctónica (e.g. Shapiro e Wright, 1984; van Donk et al., 1990; Meijer et al., 1994). À acção e consequente efeito dos peixes (carnívoros) sobre o zooplâncton (herbívoros), e destes sobre o fitoplâncton (produtores), Paine (1980) denominou de interacção trófica em cascata (ou cascata trófica); por definição, a cascata trófica representa um efeito que se repercute através de mais do que um elo da teia trófica (Carpenter et al., 1985; Pace et al., 1999). Este mecanismo de regulação *top-down* (do topo da teia trófica para a sua base) surge em oposição ao mecanismo de regulação *bottom-up*, que resulta da competição pelos recursos disponíveis (disponibilidade de alimento ou nutrientes) (McQueen et al., 1989). Brönmark e Hansson (1998) consideram que, actualmente, é consensual que o equilíbrio da teia trófica dos sistemas de água doce depende da existência destes dois mecanismos reguladores.

Para Jeppesen et al. (1999), o zooplâncton é de longe o grupo mais importante no controlo *top-down* da comunidade algal, na grande maioria dos lagos. Este grupo de animais é constituído por organismos bastante heterogéneos, sendo os cladóceros e os copépodes os mais representativos em termos de biomassa (Wetzel, 1993). Os organismos deste elo da teia trófica pelágica servem de alimento a larvas e juvenis de peixes, e a algum zooplâncton carnívoro, e alimentam-se de pequenas micro-algas e bactérias, reduzindo significativamente a biomassa fitoplanctónica (Scheffer, 1998). Espécies de grande porte (2-3 mm), como as do género *Daphnia* (Figura 2), são especialmente bem conhecidas devido à sua elevada capacidade filtradora; estes cladóceros causam um impacto maior sobre a biomassa algal do que os filtradores de tamanho inferior (Pace, 1984; McQueen e Story, 1986; Scheffer, 1998). O seu tamanho permite-lhes alimentarem-se de uma vasta gama de espécies de algas, excluindo-se apenas aquelas que formam grandes colónias (Scheffer, 1998). Contrariamente a muitos organismos, *Daphnia* é bastante eficiente, pois reduz a biomassa algal a níveis demasiadamente baixos para que possam servir de alimento à maior parte dos seus competidores (Brooks e Dodson, 1965), fazendo com que a densidade destes últimos diminua.

## Introdução Geral



**Figura 2:** *Daphnia* (Crustacea, Cladocera), um constituinte das teias tróficas de charcos e lagos: a) cultura laboratorial de *D. pulex*, onde se observam organismos de vários tamanhos (retirado de <http://cfb.unh.edu/CFBkey/html/index.html> em 27/03/2009); b) *D. longispina* (retirado de <http://www.lanuv.nrw.de/wasser/oberflaechengewaesser/ueberwachung/zoopl.htm> em 27/03/2009).

Sob condições favoráveis (disponibilidade de alimento, reduzida pressão predatória), as populações de *Daphnia* podem expandir-se em poucas semanas, atingindo densidades tão elevadas que a sua capacidade de filtração excede a taxa de crescimento algal. Como resultado, a comunidade fitoplactónica fica muito reduzida e as águas podem-se tornar bastante cristalinas (Scheffer, 1998).

Apesar da sua competitividade, *Daphnia* pode tornar-se rara em lagos pouco profundos (Scheffer, 1998), sendo vários os factores responsáveis pelo seu desaparecimento. Estudos realizados no início dos anos 90 indicaram que a presença de partículas de argila em suspensão e de algas de reduzida qualidade alimentar (devido à limitação de nutrientes, principalmente fósforo) dificultam a alimentação de *Daphnia*, prejudicando o seu crescimento e reprodução (Kirk e Gilbert, 1990; Kirk, 1991; Hessen, 1990; Sommer, 1992; Sterner, 1993). Já anteriormente, Arnold (1971) e Schindler (1971) haviam observado que as grandes colónias de cianobactérias (algumas delas tóxicas) não eram facilmente ingeridas pelos dafnídeos, com evidentes consequências no crescimento destes últimos (Gliwicz, 1990; Gliwicz e Lampert, 1990; DeMott et al., 2001; Wilson et al., 2006). Contudo, o ponto fraco do sucesso de *Daphnia* passa por constituírem itens alimentares muito apreciados pelos peixes planctívoros, o que leva ao seu desaparecimento em determinados períodos do ano, em muitos lagos (Scheffer, 1998).

No início dos anos 60, Hrbáček et al. (1961), e Brooks e Dodson (1965), observaram o contraste entre lagos com densidades reduzidas de peixes e lagos com densidades elevadas de peixes. Nestes últimos, o zooplâncton era constituído principalmente por espécies de pequeno porte, a biomassa algal era alta, e a transparência reduzida. Em contraste, Hrbáček notou que em lagos sem peixes a produção de fitoplâncton era baixa, a transparência elevada, e grandes herbívoros, como *Daphnia*, dominavam o zooplâncton (Scheffer, 1998). Ocasionalmente, ocorrem situações deste género nos lagos temperados, como consequência da mortandade generalizada de peixes devido à depleção de oxigénio resultante do congelamento do lago (Schindler e Comita, 1972; Haertel e Jongsma, 1982), ou aquando da ocorrência de fortes reduções no stock de peixes devido à pesca ou a tratamentos químicos na água (Shapiro e Wright, 1984; van Donk et al., 1990; Meijer et al., 1994). Uma clara evidência da ocorrência destas cascatas tróficas (ver acima), foi a situação verificada na Lagoa da Vela no ano 2001; nesse ano, a morte massiva de peixes permitiu o aumento das populações de *Daphnia* durante o Verão e originou, por conseguinte, a redução da biomassa algal durante esse período (Antunes et al., 2003; Abrantes et al., 2006), normalmente caracterizado por florescências algais e reduzida transparência da água.

### 1.3.2 Manipulação da teia trófica (biomanipulação) enquanto ferramenta de combate à Eutroficação

As experiências de Andersson et al. (1978) revelaram que, em lagos eutróficos com grande densidade de peixes, existe uma abundância reduzida de fauna bentónica e de *Daphnia*, níveis elevados de clorofila *a*, florescências de cianobactérias, pH elevado e baixa transparência da água. Este e outros estudos (ver em cima) têm mostrado que os herbívoros, principalmente *Daphnia*, favorecem a transparência da água pois suprimem os produtores primários, a não ser que eles próprios sejam suprimidos pelos peixes (Scheffer, 1998). É neste pressuposto fundamental que assenta a manipulação da teia trófica enquanto ferramenta de combate à eutroficação (Carpenter et al., 1985; Moss, 1992). São vários os cientistas que consideram a manipulação de cascatas tróficas como uma eficiente ferramenta de combate à eutroficação.

## Introdução Geral

A comunidade científica tem vindo a discutir a utilização de várias técnicas na restauração de lagos em condições eutróficas (e.g. Moss, 1992; Moss et al., 1996; Perrow et al., 1997; Annadotter et al., 1999; Lathrop et al., 2002). Alguns autores defendem que a técnica a usar deverá incidir directamente na causa da eutroficação, os nutrientes (Hansen e Jørgensen, 1991). Os esforços que têm sido feitos a nível mundial para incrementar a qualidade ecológica dos lagos pouco profundos demonstram que a redução da entrada de nutrientes externos nesses lagos reduz as concentrações de fósforo e os níveis de clorofila *a* (indicador de biomassa fitoplanctónica) na superfície da água, resultando no aumento da transparência da água (Jeppesen et al., 2007). Mas, esta medida só por si não tem apresentado o sucesso desejável, especialmente em lagos que oferecem resistência à redução de nutrientes (Sas, 1989; Marsden, 1989). Esta resistência pode dever-se ao facto de a concentração de fósforo continuar elevada, uma vez que é libertada do sedimento (carga interna) onde se havia acumulado (Søndergaard et al., 2002). Também não deve ser negligenciada a carga de nutrientes aprisionada no fitoplâncton (reservas vivas de azoto, fósforo, e outros elementos), sobretudo em lagos onde se registam florescências frequentes.

A manipulação da teia trófica, designada de biomanipulação, é outra das soluções que se tem demonstrado funcional em programas de gestão e recuperação de lagos (Schaus, 2004; Van Donk, 2004), favorecendo a redução de florescências fitoplanctónicas em lagos eutróficos (Moss et al., 1994; Post et al., 1997). Segundo Moss (1992), a biomanipulação é uma forma de engenharia biológica em que os organismos são removidos ou adicionados selectivamente e de uma forma contínua (especialmente em lagos profundos), com o intuito de aliviar os sintomas da eutroficação. No entanto, para vários investigadores, esta técnica não deve ser um substituto do controlo de nutrientes, mas sim um processo coadjuvante na redução das cargas de nutrientes (Hasper e Jagtam, 1990; Jeppesen et al., 1990; Brönmark e Weisner, 1992; Klinge et al., 1995). A maior parte dos exemplos de biomanipulação envolvem a remoção de peixes planctívoros e bentívoros ou a introdução controlada de peixes piscívoros (alimentam-se dos peixes planctívoros, controlando a sua abundância); deste modo, promove-se, directa ou indirectamente, o desenvolvimento de zooplâncton de maiores dimensões (especialmente *Daphnia*), que exercerá uma pressão elevada sobre a comunidade fitoplanctónica (Hasper e Jagtam, 1990; Jeppesen et al., 1990; Brönmark e Weisner, 1992; Klinge et al., 1995).



A Lagoa da Vela (ver acima) representa um importante caso de estudo na Península Ibérica, uma vez que, durante o último século, os peixes nativos têm vindo a ser substituídos por peixes exóticos. Tendo esta informação em conta, uma acção de biomanipulação poderia trazer um benefício duplo a longo prazo: i) combate à eutroficação; ii) remoção dos *taxa* exóticos e repovoamento com espécies indígenas. No entanto, os resultados dos estudos realizados sobre a dinâmica biótica e as interacções tróficas na Lagoa da Vela são ainda limitados (*vide* Fernandes, 1999; Antunes et al., 2003; Abrantes et al., 2006; Castro, 2007), não permitindo ainda prever a exequibilidade e o sucesso de tal acção. Urge, portanto, compreender a importância relativa dos factores bióticos e abióticos no processo de eutroficação da Lagoa.

### 1.3.3. Estratégias adicionais de combate à eutroficação

#### 1.3.3.1. Código de Boas Práticas Agrícolas

O aceleramento antropogénico da eutroficação deve-se sobretudo à ausência de tratamento de efluentes urbanos e/ou industriais, bem como às más práticas agrícolas e agro-pecuárias. A agricultura, com o uso de fertilizantes e pesticidas, contribui para as mudanças físicas e químicas das propriedades da água, que se reflectem na integridade biológica das comunidades aquáticas (Abrantes et al., 2006). O trabalho desenvolvido por Pereira (1997) sobre o plano de Ordenamento e Gestão das Lagoas de Quiaios – entre elas a Lagoa da Vela – indica que deverão ser reunidos esforços para que os agricultores obtenham a melhor e mais indicada informação e formação, de forma a evitarem a degradação da qualidade da água das lagoas. Segundo esta autora, os esforços deverão passar pela adopção de boas práticas agrícolas, nomeadamente (Pereira, 1997): 1) a diminuição das quantidades de fertilizantes sintéticos e naturais (*vulgo* estrume) aplicados nos campos de cultura; 2) a ocupação dos solos com culturas de cobertura (legumes ou cereais) nos períodos de menor produção agrícola, que protegem o solo da erosão e melhoram as suas propriedades físicas (Ramos, 1996); 3) a substituição de produtos químicos persistentes, como o sulfato de cobre [controla o desenvolvimento de macrófitas aquáticas (Nunes, 1994)], por produtos alternativos de biodegradação rápida e que não exerçam efeitos perniciosos sobre outros organismos.

## **Introdução Geral**

Em 1997, foi criado, pelo então *Ministério da Agricultura, do Desenvolvimento Rural e das Pescas*, o Código de Boas Práticas Agrícolas. O propósito deste diploma seria o de explicar aos agricultores uma série de medidas práticas que contribuiriam para a diminuição da contaminação das águas com nitratos (MADRP, 1997). Contudo, muito permanece por fazer no sentido de minimizar os efeitos nocivos da agricultura sobre os sistemas aquáticos. No caso concreto da Lagoa da Vela, os trabalhos de Pereira (1997) e Fernandes (1999) deixaram várias recomendações no que concerne a potenciais medidas de mitigação, visando a minimização da entrada de contaminantes (nomeadamente os nutrientes azotados e fosforados) na Lagoa. Praticamente uma década depois destes trabalhos, não temos registo da implementação de qualquer uma dessas medidas na bacia de drenagem da Lagoa da Vela.

### *1.3.3.2 Acções de Educação Ambiental*

Nas últimas décadas, a preocupação com as questões relativas ao meio ambiente cresceu de forma abrupta, em virtude da crescente percepção acerca da exploração indiscriminada que os humanos vinham e vêm fazendo do ambiente natural. Tanto o público em geral como as instituições políticas começaram a tomar consciência de que era necessário o desenvolvimento de estratégias de actuação com vista à alteração dos padrões de comportamento humano (Sequeira, 2000). No entanto, anos de exploração não sustentada dos recursos naturais criaram uma cultura global difícil de ser mudada. No início dos anos 70, surgiu a Educação Ambiental, cujo principal objectivo foi e ainda é o de formar uma população consciente e preocupada, capaz de compreender a complexidade do ambiente, e de ter uma nova atitude na preservação e resolução dos problemas ambientais. Desde então, e ao longo dos últimos anos, têm sido implementadas várias campanhas de sensibilização e informação levadas a cabo por entidades públicas e privadas. Contudo, muito ainda haverá por fazer.

Actualmente, pensa-se, e por vezes actua-se, como se a defesa do ambiente fosse uma tarefa exclusiva dos responsáveis de cargos políticos (com poder de decisão) e/ou dos cientistas e técnicos especializados. Para Freitas (1996), a ideia de que a defesa do ambiente é somente uma questão político-tecnológica constitui um gravíssimo problema,

que urge ultrapassar. O envolvimento de todos os cidadãos é fundamental para o sucesso efectivo das acções de Educação Ambiental.

Adicionalmente, confunde-se muitas vezes a Sensibilização com a Educação Ambiental, sendo que a primeira só por si não leva a mudanças duradouras, servindo apenas como uma preparação para acções de Educação Ambiental (IPAmb, 1993). Tendo em conta que a Educação Ambiental deve ser concebida como um processo contínuo, executado através de renovações permanentes de orientações, conteúdos e métodos, a sua introdução no sistema educativo torna-se como uma das tarefas mais importantes. Através de acções de Educação e Sensibilização Ambiental nas escolas é possível desenvolver o sentido crítico das crianças e jovens, assim como o seu espírito de co-responsabilidade. Alguns projectos da iniciativa de Associações de Defesa do Ambiente, associações juvenis, escolas, entre outros, têm vindo a constituir um enorme incremento da Educação Ambiental no domínio escolar e extra-escolar (IPAmb, 1993).

### 1.4. Objectivos e estrutura da dissertação

Dado o actual avançado estado eutrófico da Lagoa da Vela, provocado principalmente pelas elevadas cargas de nutrientes que recebe e pela introdução de espécies piscívoras exóticas, este trabalho pretendeu avaliar a importância relativa de vários factores (abióticos e bióticos) que contribuem para o actual estado da Lagoa. Mais concretamente, o presente estudo pretendeu manipular individualmente a biomassa piscícola, *in situ*, de forma a melhor compreender a influência da comunidade exótica de perca-sol (*L. gibbosus*) na qualidade geral da água (com ênfase na biomassa fitoplanctónica) da Lagoa da Vela. Para tal, foram criados mesocosmos, que definem áreas específicas semi-controladas dentro da Lagoa, onde foram avaliados vários parâmetros relacionados com a degradação da qualidade da água (transparência da água, concentração em nutrientes, teor em clorofila *a*) e, portanto, com a eutroficação. Este estudo preliminar pretende abrir as portas para a avaliação progressiva das potencialidades da aplicação de um programa de biomanipulação no restauro da Lagoa da Vela. Esta primeira parte do trabalho consiste no primeiro capítulo da presente dissertação, que tinha como objectivo específico avaliar o papel da pressão predatória sobre o zooplâncton na qualidade da água

## **Introdução Geral**

da Lagoa da Vela, durante o Verão, através da manipulação *in situ* da densidade de peixes planctívoros.

Assumindo que nenhuma acção de remediação/conservação da natureza, é bem sucedida se não tiver o envolvimento directo das populações locais, a segunda parte do trabalho (segundo capítulo da dissertação) incidiu na construção de uma ferramenta (protocolo experimental) de auxílio a professores e educadores, para a realização de uma actividade de ensino-aprendizagem, que faça a ponte entre o ensino experimental das ciências e a educação ambiental, especificamente relacionada com o impacto de actividades antropogénicas na deterioração da qualidade da água de um ecossistema aquático, com enfoque no papel dos factores bióticos na regulação dos parâmetros de qualidade da água.

Foi na perspectiva de contribuir para a formação de cidadãos conscientes e preocupados com os actuais problemas da conservação do ambiente que surgiu este capítulo. Os alunos do 1º e 2º ciclo do Ensino Básico, são o público-alvo preferencial para a actividade descrita, no entanto a mesma pode ser adaptada para outros níveis de ensino, ou ainda, ser desenvolvida em contextos não escolares, no âmbito de acções de educação ambiental, não-formal, que poderão ser levadas a cabo em paralelo com acções de biomanipulação de um sistema de água doce como a Lagoa da Vela. Cada capítulo da presente dissertação é autónomo, possuindo as suas próprias secções de Introdução, Material e Métodos (Descrição da Actividade no caso do Capítulo 2), Resultados, Discussão, e Referências Bibliográficas. O corpo da tese (Capítulos 1 e 2) é precedido pela presente Introdução Geral, onde são definidos os objectivos e onde se abordam as questões científicas relevantes para o estudo, incluindo o caso particular (Lagoa da Vela) que despoletou a temática da presente dissertação.

### Referências Bibliográficas

- Abrantes N., Antunes S.C., Pereira M.J. e Gonçalves F. (2006). Seasonal succession of cladocerans and phytoplankton and their interactions in a shallow eutrophic lake (Lake Vela, Portugal). *Acta Oecologica* 29: 54-64.
- Almeida A. C. (1997). Dunas de Quiaios, Gândara e Serra da Boa Viagem. Edição da Fundação Calouste Gulbenkian. Lisboa, Portugal.
- Andersson G., Berggren H., Cronberg G. e Gelin C. (1978). Effects of planctivorous and benthivorous fish on organisms and water chemistry in eutrophic lakes. *Hydrobiologia* 59: 9-15.
- Annadotter H., Cronberg G., Aagren R., Lundstedt B., Nilsson P.A. e Ströbeck S. (1999). Multiple techniques for lake restoration. *Hydrobiologia* 396: 77-85.
- Antunes S.C., Abrantes N. e Gonçalves F. (2003). Seasonal variation of the abiotic parameters and the cladoceran assemblage of Lake Vela: comparison with previous studies. *Annals de Limnologie-International Journal of Limnology* 39: 255-264.
- Arnold D.E. (1971). Ingestion, assimilation, survival, and reproduction of *Daphnia pulex* fed seven species of blue-green algae. *Limnology and Oceanography* 16: 906-920.
- Barros P., Silveira S., Ribeiro R., Gonçalves F. e Soares A.M.V.M. (1993). Estrutura populacional fitoplanctónica nas lagoas das Braças, Vela e Mira (Região Centro-Litoral). Resultados preliminares. *Boletim UCA, Universidade do Algarve, UCTRA*, 1: 1-8.
- Beklioglu M. e Moss B. (1996). Mesocosm experiments on the interaction of sediment influence, fish predation and aquatic plants with the structure of phytoplankton and zooplankton communities. *Freshwater Biology* 36: 315-325.
- Bierman V.J. e Dolan D.M. (1981). Modeling of phytoplankton-nutrient dynamics in Saginaw Bay, Lake Huron. *Journal of Great Lakes Research*, 7(4): 409-439.
- Boavida M.J. (2000). Water resources in Portugal and some scientific underpinnings of water quality conservation. *In Water Security in the Third Millennium: Mediterranean Countries Toward a Regional Vision – Science for Peace series, Vol. 9. Edited by UNESCO Venice Office, Landau Network – Centro Volta, Italian Ministry of Foreign Affairs, Italian Ministry of Universities Scientific and Technological Research, ENEA, Region of Lombardia, Municipality of Como and Villa Erba – Internacional Exhibitions e Convention Center. UNESCO, Italy. Pp. 345-361.*
- Brönmark C. e Hansson L.A. (1998). *The Biology of lakes and Ponds*. Oxford University Press, Oxford, UK.

## Introdução Geral

- Brönmark C. e Weisner E.E.B. (1992). Indirect effects of fish community structure on submerged vegetation in shallow eutrophic lakes an laternative mechanism. *Hydrobiologia* 243-244.
- Brooks J.L. e Dodson S.I. (1965). Predation, body size and composition of plankton. *Science* 150: 28-35.
- Burks R.L., Lodge D.M., Jeppesen E. e Lauridsen T.L. (2002). Diel horizontal migrations of zooplankton: costs and benefits of inhabiting the littoral. *Freshwater Biology* 47: 343-365.
- Carlson, R.E. (1977). A trophic state index for lakes. *Limnology and Oceanography* 22: 361-369.
- Carmichael W.W. (2001). Cyanobacterial blooms and health hazards – an overview. *Toxicon* 34: 299.
- Carpenter S.R., Kitchell J.F. e Hodgson J. R. (1985). Cascading trophic interactions and lake productivity. *Bioscience* 35: 634-639.
- Castro B.B. (2007). Ecologia e selecção de habitat em crustáceos zooplanctónicos de lagos pouco profundos. Dissertação para obtenção do Grau de Doutor. Universidade de Aveiro, Aveiro, Portugal.
- Castro B.B. e Gonçalves F. (2007). Seasonal dynamics of the crustacean zooplankton of a shallow eutrophic lake from the Mediterranean region, with particular emphasis on *Daphnia*. *Fundamental and Applied Limnology – archive für Hydrobiologie* 169: 189-202.
- Chorus I. e Bartram J. (1999). Toxic cyanobacteria in water, a guide to their public health consequences, monotoring and managemente, WHO, E & FN Spon, London, UK.
- Decreto-Lei nº 95/81, de 23 de Julho. *Diário da Republica-I-Série*, nº 167: 1835-1857.
- DeMott W.R., Gulati R. D. e van Donk E. (2001). *Daphnia* food limitation in three hypertrophic Dutch lakes: evidence for exclusion of large-bodied species by interfering filaments of cyanobacteria. *Limnology and Oceanography* 46: 2054-2060.
- Dias A. F. F. (2004). Contributo para a reabilitação ambiental da Lagoa da Vela. Relatório do trabalho de fim de curso. Escola Superior Agrária de Castelo Branco, Castelo Branco, Portugal.
- Dillon P.J. e Rigler F.H. (1974). The phosphorus-clorophyll relationships in lakes. *Limnology and Oceanography* 19: 767-773.
- Edington J.M. e Edington M.A. (1986). Ecology recreation and tourism. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Fernandes M.J. (1999). Modelação e simulação nas Lagoas de Quiaios. Dissertação para obtenção do Grau de Doutor. Universidade do Algarve, Faro, Portugal.
- Ferreira A. (1997). Ictiologia da Lagoa da Vela – Quiaios (Figueira da Foz). Dissertação para obtenção do grau de Mestre. Universidade de Coimbra, Coimbra, Portugal.

- Freitas M. (1996). Contribuição para a Definição de Natureza e Âmbito da Educação Ambiental. *In* 7º Encontro Nacional de Educação Ambiental, Instituto de Promoção Ambiental e Parque Biológico Municipal de Gaia. Funchal, Madeira, Portugal. Pp. 153-163.
- Gliwicz Z.M. (1990). Why do cladocerans fail to control algal blooms? *Hydrobiologia* 200/201, 83-98
- Gliwicz Z.M. e Lampert W. (1990). Food thresholds in *Daphnia* species in the absence and presence of blue-green filaments. *Ecology* 71: 691-702.
- Gonçalves A.M.M., Castro B.B. e Gonçalves F. (2008). Toxicity effects of sodium chloride – a tool to perceive environmental change in freshwater ecosystems. In U. Azeiteiro, F. Gonçalves, R. Pereira, W. Leal-Filho, M.J. Pereira, F. Morgado (eds.), *Science and Environmental Education. Towards the integration of science education, experimental science activities and environmental education*. Peter Lang Publishing Group, Frankfurt am Main, Germany. Pp. 233-246.
- Gonçalves F., Ribeiro R., Vasconcelos V. e Soares A. M. (1996). Anthropogenic influences in seasonal changes of nutrients, physical and chemical factors in the three coastal freshwater shallow lagoons (Centre of Portugal). *Limnetica* 13(2): 47-52.
- Haertel L. e Jongsma D. (1982). Effects of winterkill on the water quality of prairie lakes. *Proceedings of the South Dakota Academy of Science* 61: 134-151.
- Hansen P.E. e Jørgensen S.E. (1991). *Introduction to environmental management*. Elsevier Science Publishing Company INC. The Netherlands, 1º ed..
- Harper D. (1995). *Eutrophication of freshwaters-principles, problems and restoration*. Chapman & Hall, London, UK.
- Hasper S.H. e Jagtam E. (1990). Biomanipulation additional to nutrient control restoration of shallow lakes in the Netherlands. *Hydrobiologia* 200/2001: 523-534.
- Hessen D.O. (1990). Carbon, nitrogen and phosphorus status in *Daphnia* at varying food conditions. *Journal of Plankton Research* 12: 1239-1249.
- Hrbáček J., Dvorakova M., Korínek V. e Procházková L. (1961). Demonstration of the effect of the fish stock on the species composition of zooplankton and the intensity of metabolism of the whole plankton association. *Verhandlungen Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie* 14: 192-195.
- Hutchinson G.E. (1967). *A Treatise on Limnology. II. Introduction to lake Biology and the Limnoplankton*. New York, John Wiley & Sons, Inc..
- I.A.V. (1993). Lagoas de Quiaios: estudos e planos de utilização. Relatório de progresso. Instituto do Ambiente e Vida, Universidade de Coimbra, Coimbra, Portugal.

## Introdução Geral

- IPAmb (1993). Origens e Evolução da Educação Ambiental. Instituto de Promoção Ambiental. Lisboa, Portugal.
- Jeppesen E., Jensen J.P., Søndergaard M., Mortensen E., Sortkjaer O. e Olrik K. (1990). Fish manipulation as a lake restoration tool in shallow, eutrophic, temperate lakes: threshold levels, long-term stability and conclusions. *Hydrobiologia* 200/201: 219-227.
- Jeppesen E., Lauridsen T.L., Kairesalo T. e Perrow M.R. (1998). Impact of submerged macrophytes on fish-zooplankton interactions in lakes. *In* The Structuring Role of Submerged Macrophytes in Lakes – Ecological studies series 131. *Edited by* E. Jeppesen, Ma Søndergaard, Mo. Søndergaard and K. Christoffersen. Springer, New York, USA. Pp. 91-114.
- Jeppesen E., Meerhoff M., Jacobsen B.A., Hansen R.S., Søndergaard M., Jensen J.P., Lauridsen T.L., Mazzeo N. e Branco C.W.C. (2007). Restoration of shallow lakes by nutrient control and biomanipulation – the successful strategy varies with lake size and climate. *Hydrobiologia* 581: 269-285.
- Jeppesen E., Søndergaard M., Krovang B., Jensen J.P., Svendsen L.M. e Lauridsen T.L. (1999). Lake and catchment management in Denmark. *Hydrobiologia* 395/396 419-432.
- Jeppesen E., Søndergaard M., Søndergaard M., Christoffersen K., Theil-Nielsen J. e Jürgens K. (2002). Cascading trophic interactions in the littoral zone: an enclosure experiment in shallow Lake Stigshold, Denmark. *Archiv für Hydrobiologia* 153: 533-555.
- Jørgensen S.E. (1994). *Fundamentals of Ecological Modelling*. 2ª Ed., Elsevier, Amsterdam.
- Kirk K.L. (1991). Inorganic particles alter competition in grazing plankton the role of selective feeding. *Ecology* 72: 915-923.
- Kirk K.L. e Gilbert J.J. (1990). Suspended clay and the population dynamics of planktonic rotifers and cladocerans. *Ecology* 71: 1741-1755.
- Klinge M., Grimm M.P. e Hosper S.H. (1995). Eutrophication and ecological rehabilitation of Dutch lakes: presentation of a new conceptual framework. *Water Science and Technology* 31(8): 207-218.
- Lathrop R.C., Johnson B.M., Johnson T.B., Vogelsang M.T., Carpenter S.R., Hrabik T.R., Kitchell J.F., Magnuson J.J., Rudstam L.G. e Stewart R.S. (2002). Stocking piscivores to improve fishing and water clarity: a synthesis of the Lake Mendota biomanipulation project. *Freshwater Biology* 47: 2410-2424.
- Lourenço D.H.T. (1995). Estudo da dinâmica fitoplanctónica durante o ciclo de Outono-Inverno na Lagoa da Vela. (Centro-Litoral, Portugal). Relatório de Estágio da Licenciatura em Biologia Marinha e Pescas, Unidade de Ciências e Tecnologia dos Recursos Aquáticos, Universidade do Algarve, Faro, Portugal.



- MADRP - Ministério da Agricultura, do Desenvolvimento Rural e das Pescas (1997). Código de boas práticas agrícolas para a protecção da água contra a poluição com nitratos de origem agrícola. MADRP, Lisboa, Portugal.
- Marsden S. (1989). Lake restoration by reducing external phosphorus loading. The influence of sediment phosphorus release. *Freshwater Biology* 21: 139-162.
- McQueen D.J., Johannes M.R.S., Post J.R., Stewart T.Y. e Lean D.R.S. (1989). Bottom-up and top-down impacts on freshwater pelagic community structure. *Ecological Monographs* 59: 289-310.
- McQueen, D.J. e Story V.A. (1986). Impact of hypolimnetic aeration on zooplankton and phytoplankton populations. *Environmental Technology Letters* 7:31-44
- Meijer M.L., Jeppesen E., VanDonk E. e Moss B. (1994). Long-term responses to fish-stock reduction in small shallow lakes – interpretation of five-year results of four biomanipulation cases in the Netherlands and Denmark. *Hydrobiologia* 276: 457-466.
- Moss B. (1992). The scope for biomanipulation for improving water quality. *In Eutrophication: Research and application to Water Supply. Edited by D. W. Sutcliffe and J. G. Jones.* Freshwater Biological Association, UK. Pp. 71-81.
- Moss B., Madgwick J. e Phillips G. (1996). A Guide to the Restoration of nutrient-Enriched Shallow lakes. Broads Authority, Environment Agency and EU Life Programme, Norwich, UK.
- Moss B., McGowan S. e Carvalho L. (1994). Determination of phytoplankton crops by top-down and bottom-up mechanisms in a group of English lakes, the West Midland meres. *Limnology and Oceanography* 39(5): 1020-1029.
- Nunes J.C. (1994). Guia dos produtos fitofarmacêuticos. Produtos com venda autorizada. Centro Nacional de Protecção da Produção Agrícola. Instituto de protecção da produção agro-alimentar. Ministério da Agricultura, Oeiras, Portugal.
- Ohle W. (1956). Bioactivity, production and energy utilization of lakes. *Limnology and Oceanography* 1: 139-149.
- Pace M.L. (1984). Zooplankton community structure, but not biomass, influences the phosphorus-chlorophyll a relationship. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 41:1089-1096.
- Pace M.L., Cole J.J., Carpenter S.R. e Kitchell J.F. (1999). Trophic cascades revealed in diverse ecosystems. *Trends in Ecology and Evolution* 14: 483-488.
- Paine R.T. (1980). Food webs: linkage interaction strength, and community infra-structure. *Journal of Animal Ecology* 49: 667-685.

## Introdução Geral

- Pereira, L.A.M. e Rodrigues M.A.R. (2006). Estudo sobre a aplicabilidade do índice do estado trófico de Carlson (1977) na região de Lisboa e Vale do Tejo. Comissão de Coordenação e Desenvolvimento Regional de Lisboa e Vale do Tejo (CCDR-LVT), Lisboa, Portugal.
- Pereira R. (1997). Plano de Ordenamento e gestão das Lagoas das Braças e da Vela (Centro-Litoral). Dissertação para obtenção de grau de Mestre. Universidade de Coimbra, Coimbra, Portugal.
- Pereira R., Soares A.M.V.M., Ribeiro R. e Gonçalves F. (2005). Public attitudes towards the restoration and management of Lake Vela (Central Portugal). *Fresenius Environmental Bulletin* 14 (4): 273-281.
- Pereira R., Ribeiro R., Soares A.M.V.M. e Gonçalves F. (2002). Na approach to assess Linhos lake trophic state: the first step for ecological rehabilitation. *Journal of Environmental Management* 64: 285-297.
- Perrow M.R., Jowitt A.J.D., Stansfield J. e Phillips G. (1999). The importance of the interactions between fish, zooplankton and macrophytes in shallow lake restoration. *Hydrobiologia* 395/396: 199-210.
- Perrow M.R., Meijer M.L., Dawidowicz P. e Coops H. (1997). Biomanipulation in the shallow lakes: state of the art. *Hydrobiologia* 342: 355-365.
- Portaria nº 829/2007, de 1 de Agosto. Diário da República-I-Série, nº 147: 4913-4915.
- Post D. M., Carpenter S. R., Christensen D. L., Cottingham K. L., Kitchell J. F. e Schindler D. E. (1997). Seasonal effects of variable recruitment of a dominant piscivore on pelagic web structure. *Limnology and Oceanography* 42 (4): 722-729.
- Prairie Y.T., Duarte C.M. e Kalf J. (1989). Unifying nutrient-chlorophyll relationships in lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 46: 1176-1182.
- Ramos C. (1996). Effect of agricultural practices on the nitrogen losses to the environment. *Fertilizer Research* 43: 183-189.
- Ravera O. (1983). Assessment of the trophic state of water body. *Annales de Limnologie* 19 (3): 229-234.
- Rawson D.S. (1939). Some physical and chemical factors in the metabolism of lakes. In *Problems of Lake Biology*. Publ. American Association for the Advancement of Science 10: 9-26.
- Rawson D.S. (1955). Morphometric as a dominant factor in the productivity of large lakes. *Verhandlungen Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie* 12: 164-175.
- Resolução do Conselho de Ministros nº 115-A/2008, de 21 de Julho. Diário da República-I-Série nº139: 4536(2)-4536(451).

- Sas H. (1989). Lake Restoration by reduction of Nutrient Loadings: Expectations, Experiences, extrapolations. Academia Verlag Richarz. Sant Augustin.
- Schaus M. (2004). Nutrient loading by sediment-feeding fish and its importance in a reservoir system. DROTRH, UA: Seminário “Biomaniplulação e Reabilitação de Lagoas”. Ponta Delgada, Açores, Portugal.
- Scheffer M. (1998). Ecology of Shallow Lakes. Chapman & Hall, London, UK.
- Scheffer M. e Jeppesen E. (1998). Alternative stable states. *In* The Structuring Role of Submerged Macrophytes in Lakes – Ecological studies series 131. *Edited by* E. Jeppesen, Ma Søndergaard, Mo. Søndergaard and K. Christoffersen. Springer, New York, USA. Pp. 397-406.
- Scheffer M., Hosper S.H., Meijer M.-L., Moss B. e Jeppesen E. (1993). Alternative equilibria in shallow lakes. *Trends in Ecology and Evolution* 8: 275-279.
- Schindler D.E. (1971). Food quality and zooplankton nutrition: *Journal of Animal Ecology* 40: 589-595.
- Schindler D.W. e Comita G.W. (1972). The dependence of primary production upon physical and chemical factors in a small, senescing lake, including the effects of complete winter oxygen depletion. *Archiv für Hydrobiologie* 69: 413-451.
- Sequeira J.M.D. (2000). O Papel da Educação Ambiental Rumo a uma nova Cidadania. Universidade de Lisboa, Faculdade de Letras, Lisboa, Portugal.
- Shapiro J. e Wright D.I. (1984). Lake restoration by biomanipulation: round lake, Minnesota, the first two years. *Freshwater Biology* 14: 371-383.
- Sommer U. (1992). Phosphorus-limited *Daphnia*: Intraspecific facilitation instead of competition. *Limnology and Oceanography* 37: 966-973.
- Søndergaard M., Wolter K.-D. e Ripl W. (2002). Chapter 10 “Chemical treatment of water and sediments with special references to lakes”. *In*: M. Perrow & T. Davy (eds.): *Handbook of Restoration Ecology*, Cambridge University Press: 184-205.
- Sterner R.W. (1993). *Daphnia* growth on varying quality of *Scenedesmus*: mineral limitation of zooplankton. *Ecology* 74: 2351-2360.
- Sutcliffe e Jones (1992). Eutrophication-research and application to water supply. *Freshwater Biological Association*, London, UK.
- Thomann R.V. e Mueller J.A. (1987). *Principles of Surface Water Quality Modeling and Control*. Harper & Row, New York, USA.
- van Donk E., Grimm M.P., Gulati R.D. e Klein Breteler J.G.P. (1990). Whole-lake food-web manipulation as means to study community interactions in small ecosystem. *Hydrobiologia* 200-201, 275-290.

## **Introdução Geral**

- van Rijn J. e Shilo M. (1985). Carbohydrate fluctuations, gas vacuolation and vertical migration of scum – foaming cyanobacteria in fishponds. *Limnology and Oceanography* 30(6): 1219-1228.
- Vasconcelos V.M. (1990). Ecotoxicologia das cianobacterias: impacte dos seus “blooms” nas comunidades animais e sua aplicação na gestão da qualidade da água. Provas de Aptidão Pedagógica e Capacidade Científica. Faculdade de Ciências da Universidade do Porto, Porto, Portugal.
- Vasconcelos V.M., Campos T., Amorim A. e Soares A.M.V.M. (1993). Toxicidade de estirpes de cianobactérias isoladas a partir das Lagoas das Braças, Vela e Mira. *Boletim UCA, Universidade do Algarve, UCTRA*, 1: 193-201.
- Vollenweider R.A. (1968). Scientific fundamentals of eutrophication of lakes and flowing waters, with particular references to nitrogen and phosphorus as factors in eutrophication. OCDE, Paris, Tech. Report DA 5/SCI/68.27.
- Vollenweider R.A. e Kerekes J.J. (1981). Background and summary results of the OECD cooperative program on eutrophication. *Int. Symp. On Inland Water and Lake Restoration*. Sept. 8-12, 1991, Portland, Maine, USA EPA, Washington, DC.
- Wetzel R.G. (1993). *Limnologia*. Edição da Fundação Calouste Gulbenkian. Lisboa, Portugal.
- Wilson A.E., Sarnelle O. e Tilmanns A.R. (2006). Effects of cyanobacteria toxicity and morphology on the population growth of freshwater zooplankton: Meta-analyses of laboratory experiments. *Limnology and Oceanography* 51: 1915-1924.

# Capítulo 1

---

**Manipulação experimental (biomanipulação) da  
densidade piscícola na Lagoa da Vela: uma perspectiva  
aplicada**



## **Manipulação experimental (biomanipulação) da densidade piscícola na Lagoa da Vela: uma perspectiva aplicada**

### **1. Introdução**

As águas doces são o suporte de sistemas ecológicos complexos e específicos; dentre estes sistemas, são particularmente importantes os sistemas lacustres de pequena dimensão e reduzida profundidade, pois são talvez os mais vulneráveis a alterações ambientais (Dugan, 1994). Das ameaças aos sistemas de água doce, destaca-se a poluição, mormente por material orgânico, que acarreta a acumulação de nutrientes e subsequente aumento de produtividade biológica de lagos e reservatórios (eutroficação). É comum dizer-se que os lagos se tornam naturalmente mais produtivos com a acumulação de nutrientes ao longo do tempo (eutroficação natural). Contudo, é a eutroficação artificial aquela que geralmente domina (Moss, 2007). O incremento do impacto das actividades humanas nos sistemas dulçaquícolas (p. ex. através da entrada de fertilizantes e pesticidas provenientes da exploração de actividades agro-pecuárias na sua área envolvente) tem vindo a acelerar a sua deterioração. Esta deterioração torna-se visível através da dominância de algas fitoplanctónicas seguida por florescências de cianobactérias, pelo desaparecimento da vegetação submersa, e pela evidente perda da transparência da água (Irvine et al., 1989; Blindow et al., 1993; Scheffer et al., 1993). Tal deve-se especialmente aos vários mecanismos tróficos existentes, associados a incrementos na concentração de nutrientes (Moss et al., 1996), que provocam alterações na base da cadeia alimentar, gerando impactos ascendentes (efeito *bottom-up*) sobre níveis tróficos superiores (Scheffer, 1998; Romo et al., 2004; Vakkilainen et al. 2004). No global, estes factores favorecem o declínio da qualidade da água e da biodiversidade (Carvalho e Moss, 1995; Jeppesen et al., 1999). Face às inúmeras alterações ecológicas que se têm vindo a evidenciar, torna-se imprescindível, cada vez mais, a implementação de medidas de gestão de águas dulçaquícolas.

Recentemente, têm vindo a ser desenvolvidos uma série de trabalhos de avaliação do processo de eutroficação em lagos e de possíveis estratégias para a sua recuperação. A maioria das técnicas de recuperação de lagos é baseada no controlo de nutrientes e na

## Capítulo 1

manipulação da comunidade piscícola (Moss et al., 1996; Scheffer, 1998; Mehner et al., 2002), já que estes dois factores têm uma grande influência na regulação da biomassa zooplancónica (responsável pelo controlo da abundância fitoplanctónica), como nos mostram os estudos realizados por Moss et al. (2004), Romo et al. (2004), Vakkilainen et al. (2004) e Miracle et al. (2007). Enquanto a recuperação de lagos profundos em estado eutrófico é geralmente possível através da redução da entrada externa de nutrientes (Edmondson, 1991; Eiseltova, 1994), a mesma já não é tão nítida em lagos pouco profundos, pois o controlo de nutrientes, em regra, não produz reduções substanciais na biomassa fitoplanctónica (Sas, 1989; Marsden, 1989; Stephen et al., 2004). Isto deve-se, provavelmente, às concentrações de nutrientes, principalmente fósforo, que se encontram acumuladas nos sedimentos. Experiências de manipulação da teia trófica em sistemas dulçaquícolas têm mostrado que o efeito dos peixes planctívoros sobre o fitoplâncton é mediado pelo impacto da herbivoria do zooplâncton (Shapiro e Wright, 1984; Carpenter et al., 1985). Na presença de populações muito densas de peixes com hábitos zooplancívoros, especialmente peixes juvenis, a sua pressão predatória reduz a biomassa de grandes zooplancívoros, sobretudo *Daphnia* (van Densen e Vijerberg, 1982; Mills et al., 1987; Zalewski et al., 1990; Qin e Culver, 1995; Beklioglu e Moss, 1996; Schriver et al., 1995), provocando um crescimento complementar de zooplancívoros de pequenas dimensões (Beklioglu e Moss, 1996; Vakkilainen et al., 2004). Daqui advém um problema, já que são os grandes crustáceos (mormente *Daphnia*) os únicos organismos capazes de controlar efectivamente o crescimento algal, inclusive em lagos hipertróficos ( $> 1600 \mu\text{g TP L}^{-1}$ ) (Vakkilainen et al., 2004).

A introdução de peixes piscívoros nos lagos poderá permitir controlar as populações de peixes planctívoros, contribuindo deste modo para o incremento da herbivoria e, conseqüentemente, reduzindo a concentração algal (McQuenn, 1990; Jeppesen et al., 2000). Carpenter et al. (1985) defendem mesmo que o aumento do stock de piscívoros poderá ser uma ferramenta para reabilitar lagos eutróficos. Contudo, ainda são muito controversas as questões relacionadas com o impacto das diferentes espécies de peixes sobre o plâncton. Se, por um lado, existem estudos que indicam que a biomassa de peixes é mais importante na regulação da estrutura do plâncton do que propriamente as diferentes espécies de peixes (Lazzaro et al., 1992), outros indicam precisamente o contrário (Matveev et al., 2000). De qualquer forma, fica evidente que alterações no topo



da cadeia alimentar (peixes) provocam efeitos tróficos em cascata descendentes (efeito *top-down*), atingindo os níveis tróficos mais baixos (Hrbáček et al., 1961; Brooks e Dodson, 1965; Shapiro et al., 1975; Schriver et al., 1995; Beklioglu e Moss, 1996; Williams e Moss, 2003; Vakkilainen et al., 2004; Miracle et al., 2007). A redução do “stock” de planctívoros ou o aumento dos piscívoros, em programas de recuperação de lagos (biomanipulação), actua em duas vertentes: i) o efeito trófico em cascata sobre o fitoplâncton (ver em cima); ii) a diminuição da ressuspensão dos sedimentos, pela acção dos peixes (ex. carpa), o que favorece o aumento da transparência e a diminuição da concentração de nutrientes na água (Scheffer, 1998).

A biomanipulação da comunidade de peixes é uma das medidas mais bem sucedidas da recuperação de lagos que enfrentam graves problemas de eutroficação (Scheffer, 1998). Já nos anos cinquenta, alguns investigadores tinham recorrido à remoção da carpa para restauro de lagos, mas a utilização mais intensiva da biomanipulação foi realizada nas últimas décadas (ver exemplos em Scheffer, 1998). A eficiência de um plano de biomanipulação depende muito do conhecimento prévio que se possui sobre os efeitos das várias espécies de peixes sobre os níveis tróficos inferiores, e interacções tróficas associadas. Usualmente, recorre-se primeiramente às experiências confinadas de biomanipulação para avaliar esses efeitos, utilizando para o efeito sistemas experimentais semi-controlados – mesocosmos (Scheffer, 1998). A maioria dessas experiências tem sido realizada na América do Norte e no norte da Europa (Kurmayer e Wanzenböck, 1996; Stephen et al., 2004; Moss et al., 2004), centralizando-se na total ou parcial eliminação de peixes planctívoros, o que provoca uma acentuada herbivoria do zooplâncton sobre o fitoplâncton. No entanto, a sua aplicabilidade em lagos pouco profundos localizados a menores latitudes (lagos subtropicais e tropicais) tem vindo a ser questionada (Crisman e Beaver, 1990). Moss et al. (2004), investigando o impacto conjunto de nutrientes e peixes em lagos pouco profundos da Europa (lagos temperados), concluíram que o impacto do incremento de nutrientes é mais severo nos países do sul da Europa devido às características distintivas das comunidades piscícolas desta região (lagos Mediterrânicos).

Blanco et al. (2003) notaram que quase todos os lagos pouco profundos, situados na Península Ibérica, não têm peixes piscívoros nativos, e são as espécies planctívoras-omnívoras que dominam esses sistemas aquáticos, independentemente do seu estado trófico. A proliferação de peixes alienígenas ou exóticos (geralmente planctívoros ou

## Capítulo 1

omnívoros) nestes lagos (Fernandez-Aláez et al., 2002; Blanco et al., 2003) tem originado problemas adicionais, face aos efeitos em cascata sobre os níveis tróficos inferiores (ver acima). Em Portugal, encontramos um lago pouco profundo, a Lagoa da Vela, que apresenta características extremas no que toca à sua fauna piscícola. Esta Lagoa (situada perto de Quiaios, concelho da Figueira da Foz) é um ecossistema raro em Portugal (ver p. ex. Antunes et al., 2003; Abrantes et al., 2006; Castro, 2007), mas suporta uma comunidade piscícola pouco diversificada, dominada quase exclusivamente por espécies alienígenas, como a perca-sol (*Lepomis gibbosus*), a carpa (*Cyprinus carpio*), a gambúzia (*Gambusia affinis*), e o achigã (*Micropterus salmoides*) (Ferreira, 1997; Castro, 2007). A perca-sol é extremamente abundante e constitui o principal peixe planctívoro-omnívoro da lagoa (Castro, 2007). Esta fauna piscícola invasora, associada ao excessivo enriquecimento em nutrientes, está intimamente ligada às condições severas de eutroficação que a lagoa apresenta, observadas por vários investigadores desde a década de noventa (Vasconcelos et al., 1993; Barros et al., 1993; Fernandes 1999, Antunes et al., 2003). A Lagoa de Vela está por estes motivos a requerer um processo de recuperação activa de forma a restaurar a sua biodiversidade e um estado ecológico (*sensu* Diretiva 2000/60/CE e Lei 58/2005) aceitável.

Com estas informações em mente, o presente trabalho pretendeu avaliar o efeito de várias densidades de peixes planctívoros (perca-sol - *L. gibbosus*) na qualidade da água da Lagoa da Vela, durante o Verão. Nesta época, costuma-se notar um declínio da comunidade de *Daphnia* e a ocorrência de “blooms” de cianobactérias, favorecendo o aumento de produtividade e da turbidez da água (Abrantes et al., 2006; Castro e Gonçalves, 2007). Para o efeito, e recorrendo à utilização *in situ* de mesocosmos procurou dar-se resposta às seguintes questões: (i) A densidade de peixes interfere na qualidade da água da Lagoa da Vela? (ii) A biomanipulação é uma ferramenta válida para a recuperação da Lagoa da Vela?

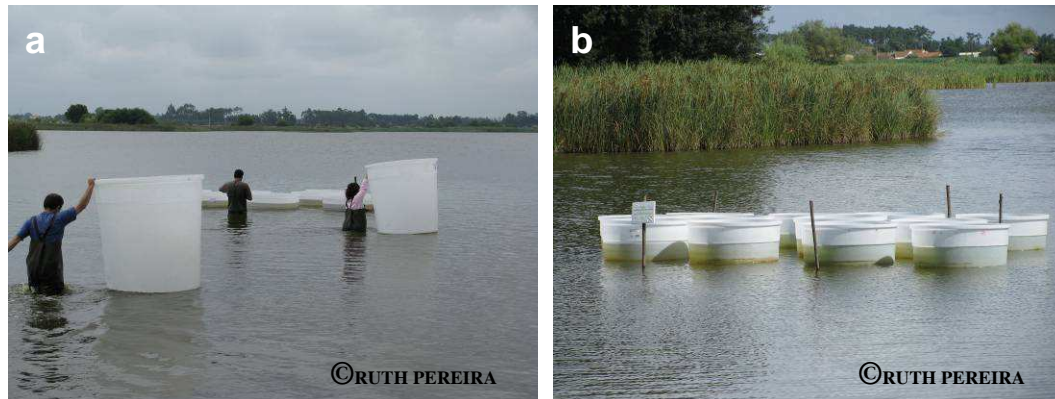
## 2. Material e Método

### 2.1 Local de estudo

A experiência decorreu num lago pouco profundo com uma área superficial inundável de 75 ha, localizado a 6 km do Oceano Atlântico, no concelho da Figueira da Foz, distrito de Coimbra (40°5'N, 8°8'W), conhecido por Lagoa da Vela. Esta é alimentada por escorrências superficiais e subterrâneas e por água da chuva, caracterizando-se pela dominância de macrófitas emergentes em detrimento de macrófitas submersas (Pereira, 1997). A sua comunidade piscícola tem vindo a alterar-se ao longo dos anos (Ferreira, 1997; Castro, 2007), registando um incremento na dominância de espécies alienígenas, a par com o agravamento da sua condição ecológica. Devido ao seu avançado estado eutrófico, a Lagoa da Vela tem sido alvo de vários estudos limnológicos nos últimos anos (Antunes et al., 2003; Castro et al., 2005; Abrantes et al., 2006; Castro e Gonçalves, 2007).

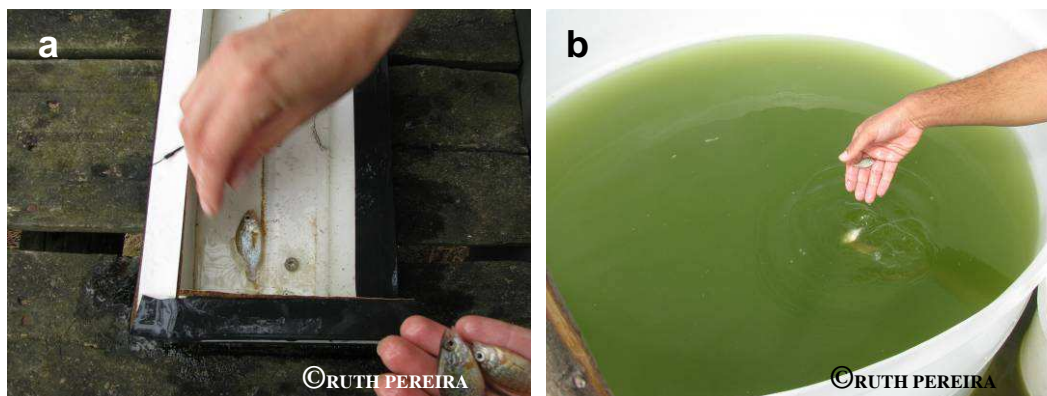
## **2.2 Desenho experimental**

Para a realização da experiência, que decorreu no período de 11 de Julho a 14 de Agosto de 2008, foram instalados 12 recipientes cónicos de polietileno de alta densidade (Prilux, Portugal), abertos no topo e fechados no fundo, com 1,2 m e 1,0 m de diâmetro no topo e base ( $1 \text{ m}^2$  de área média), respectivamente, e 1,2 m de altura. Os recipientes (mesocosmos) foram colocados próximos uns dos outros, e à mesma profundidade, a cerca de 20 m da margem da Lagoa da Vela, ficando o topo dos recipientes aberto para a atmosfera (Figura 1). A água contida nos recipientes (cerca de 750 L) foi introduzida directamente da Lagoa da Vela, contendo portanto uma quantidade representativa de plâncton (fito- e zooplâncton) natural daquele reservatório dulçaquícola. Antes do início da experiência (fase pré-experimental: 4 de Junho a 11 de Julho), adicionámos aos mesocosmos nutrientes (fósforo e azoto), de forma a uniformizar as condições básicas dos mesocosmos à partida. O fósforo foi introduzido como dihidrogenofosfato de potássio ( $\text{KH}_2\text{PO}_4$ ), e o azoto como nitrato de sódio ( $\text{NaNO}_3$ ). Com o mesmo princípio em mente, procedemos também à introdução artificial de *Daphnia longispina* a partir de culturas laboratoriais, provenientes de um clone isolado precisamente da Lagoa da Vela. Devido a estes procedimentos iniciais foi possível registar que não existiam diferenças significativas entre os diferentes tratamentos, no que diz respeito à composição química da água, no início da experiência (dia 0 – 11 de Julho de 2008).



**Figura 1:** a) montagem do desenho experimental (mesocosmos); b) aspecto final do desenho experimental.

A fase experimental propriamente dita teve início com a captura (com rede de cerco para terra) de perca-sol (*L. gibbosus*) na Lagoa da Vela e a sua posterior introdução nos diferentes recipientes (dia 0). Foram apenas seleccionados indivíduos pequenos, com cerca de 5 cm de comprimento, o que correspondia a cerca de 2 g de peso corporal (Figura 2a); esta decisão baseou-se no facto de ser esta a classe de tamanho dominante na lagoa (vide Castro, 2007), representando os juvenis nascidos nesse ano, que têm hábitos alimentares essencialmente planctívoros. Estudos preliminares realizados no norte da Europa (Alemanha), sugerem que 5 a 6 g m<sup>-2</sup> será o valor crítico da biomassa de peixes capaz de provocar o declínio de *Daphnia* e com isso a degradação da qualidade da água (Mehner et al., 1995). Os tratamentos do nosso desenho experimental foram os seguintes: 0, 2, 4, 8, 16 e 32 peixes, o que correspondia a 0, 4, 8, 16, 32, e 64 g de peixe m<sup>-2</sup>. Cada tratamento foi duplicado, tendo sido aplicado aleatoriamente em 2 dos 12 mesocosmos. Ao longo de toda a experiência estes tratamentos foram identificados por letras de A a E (A1, A2, B1, B2, ...), sendo o tratamento controlo (sem introdução de peixes) identificado pela letra O. Os peixes foram introduzidos apenas uma vez ao longo de toda a experiência (Figura 2b). No entanto, sempre que se observava a morte de indivíduos durante a inspecção periódica de que os tanques eram alvo (aproximadamente de 3 em 3 dias), estes eram substituídos.



**Figura 2:** a) selecção dos peixes (*L. gibbosus*) com base nas suas dimensões; b) introdução dos peixes nos mesocosmos.

### 2.3 Amostragens

Os recipientes foram cheios em 4 de Junho (fase pré-experimental) e a primeira amostragem ocorreu em 11 de Julho (dia 0), imediatamente antes de introduzir os peixes a densidades controladas (fase experimental). A temperatura, o pH, a condutividade, e o oxigénio dissolvido foram medidos *in situ* com sondas portáteis da marca WTW. A transparência foi também medida no local, utilizando para tal o disco de Secchi, que é um método simples de quantificar a visibilidade da coluna de água (Lind, 1979). Parâmetros como a cor (medida indirecta da turbidez e do carbono orgânico dissolvido), a clorofila *a*, o total de sólidos em suspensão (TSS), e os nutrientes (P e N) foram determinados em laboratório (nas 24 h subsequentes) após recolha de amostras de água, que foram armazenadas e transportadas a frio. Os procedimentos utilizados seguiram metodologias padronizadas e largamente difundidas (Lind, 1979; APHA et al., 1989); não obstante, descreve-se abaixo sucintamente os métodos laboratoriais para a determinação destes parâmetros. As amostragens repetiram-se semanalmente durante o decorrer da experiência (dia 6, dia 13, dia 20, dia 27 e dia 34). A Lagoa da Vela teve o mesmo tratamento no que diz respeito à quantificação dos diferentes parâmetros, para fins comparativos.

**Determinação da turbidez pelo método espectrofotométrico:** Após homogeneização das amostras, estas foram vertidas para *cuvettes* de 1 cm de forma a proceder à leitura da absorvância a um comprimento de onda de 450 nm, contra um branco

de água destilada. Posteriormente, calculou-se o coeficiente de absorção, que é proporcional à turbidez da amostra (método indirecto descrito por Brower et al., 1997).

**Determinação do teor em clorofila *a* através do método monocromático de Lorenzen (1967):** O fitoplâncton foi retido por filtração (usando um sistema acoplado a bomba de vácuo) de 50 mL de amostra com filtros de fibra de vidro (diâmetro 47 mm, poro 1,2 µm). O filtrado foi reservado para a determinação de outros parâmetros (ver abaixo). Os filtros (contendo o resíduo) foram posteriormente colocados em tubos com acetona alcalinizada a 90% de forma a extrair a clorofila *a*, e envoltos em papel de alumínio de forma a evitar a foto-oxidação dos pigmentos. A extracção decorreu no frio (4°C) e na ausência de luz, durante aproximadamente 20 horas. O doseamento das clorofilas foi efectuado espectrofotometricamente, através de leituras dos extractos a 665 nm e a 750 nm, antes e após acidificação com HCl. Assumiu-se à partida que a concentração de clorofila *a* seria uma aproximação razoável da biomassa fitoplanctónica presente na água.

**Quantificação dos sólidos em suspensão por filtração e gravimetria:** Aquando da filtração das amostras para a determinação do teor em clorofila *a*, foram usados filtros adicionais (diâmetro 47 mm, poro 1,2 µm) para a quantificação do total de sólidos em suspensão presentes nas amostras de água. Estes filtros foram pré-pesados e os resíduos neles retidos, após filtração, foram secos e pesados. A diferença entre os filtros sem (tara) e com resíduos representa a massa de sólidos em suspensão, que é depois dividida pelo volume de amostra filtrado.

**Determinação indirecta do carbono orgânico dissolvido pelo método espectrofotométrico (CDOC):** Das amostras filtradas retirou-se uma pequena quantidade para a determinação da cor a 320 nm, em *cuvettes* de 1 cm, contra um branco de água destilada. Posteriormente, calculou-se o coeficiente de absorção a esse comprimento de onda, que é proporcional à fracção colorida de carbono orgânico dissolvido (do inglês, colored dissolved organic carbon, CDOC) das amostras (Williamson et al., 1999).

**Quantificação do teor em fósforo (P) e azoto (N) total, após mineralização da amostra:** O azoto e o fósforo total foram determinados após mineralização das amostras (cerca de 30 minutos em autoclave a 120°C) com persulfato de potássio (Ebina et al., 1989). Este processo permite oxidar as formas orgânicas de azoto e fósforo a formas mais simples, nomeadamente nitratos ( $\text{NO}_3^-$ ) e fosfatos ( $\text{PO}_4^{3-}$ ). Os nitratos daí resultantes foram convertidos em nitritos através do método de redução pelo cádmio (APHA et al., 1989).

Posteriormente é promovida a reacção dos nitritos com um composto intermediário, o que origina uma coloração âmbar nas amostras, quantificável por leitura espectrofotométrica a um comprimento de onda de 400 nm ou 500 nm (reacção de diazotização de Griess). Os fosfatos foram determinados através da adição de molibdato de amónio às amostras, que reage com os ortofosfatos presentes e forma o ácido molibdofosfórico. Este último composto é posteriormente reduzido por acção do cloreto estanhoso, dando origem a um composto com uma coloração azul, que é quantificável por leitura espectrofotométrica a um comprimento de onda de 690 nm (APHA et al., 1989). A concentração de fósforo (fosfatos) e azoto (nitratos) nas amostras foi determinada através de interpolação a partir de uma curva de calibração, utilizando o hidrogenofosfato de potássio ( $\text{KH}_2\text{PO}_4$ ) e o nitrato de potássio ( $\text{KNO}_3$ ) como padrões, respectivamente.

Embora o objectivo da experiência tenha sido a análise de variações na qualidade da água através da quantificação dos parâmetros atrás referidos, procedeu-se também à recolha de água para a posterior análise de zooplâncton e fitoplâncton (estudo fora do âmbito da presente dissertação). Esta recolha foi executada recorrendo a um “*core sampler*” (tubo de PVC de 5 cm de diâmetro e 1,2 m de altura) que permitiu amostrar de forma integrada o perfil vertical da coluna de água de cada mesocosmo e da Lagoa da Vela (Figura 3).



**Figura 3:** Recolha de água para a posterior análise de zooplâncton e fitoplâncton.

## **2.4 Análise Estatística**

Para cada variável quantificada, empregou-se uma Análise de Variâncias para Medições Repetidas (RM-ANOVA) que permitiu testar a significância dos factores

## Capítulo 1

individuais (tempo e tratamento), assim como a sua interacção (Tabela 1). A ANOVA tem de ser deste tipo (RM), pois as observações efectuadas em cada semana não são independentes, na medida em que constituem medições repetidas sobre os mesmos sujeitos experimentais (neste caso, os mesocosmos). Nos casos em que se verifica uma interacção significativa entre tempo e tratamento, isto significa que a variável em análise evoluiu temporalmente de forma diferente nos tratamentos experimentais. O nível de significância convencionado para definir se os efeitos foram estatisticamente diferentes foi de 0,05 (i.e. 5%).

### 3. Resultados

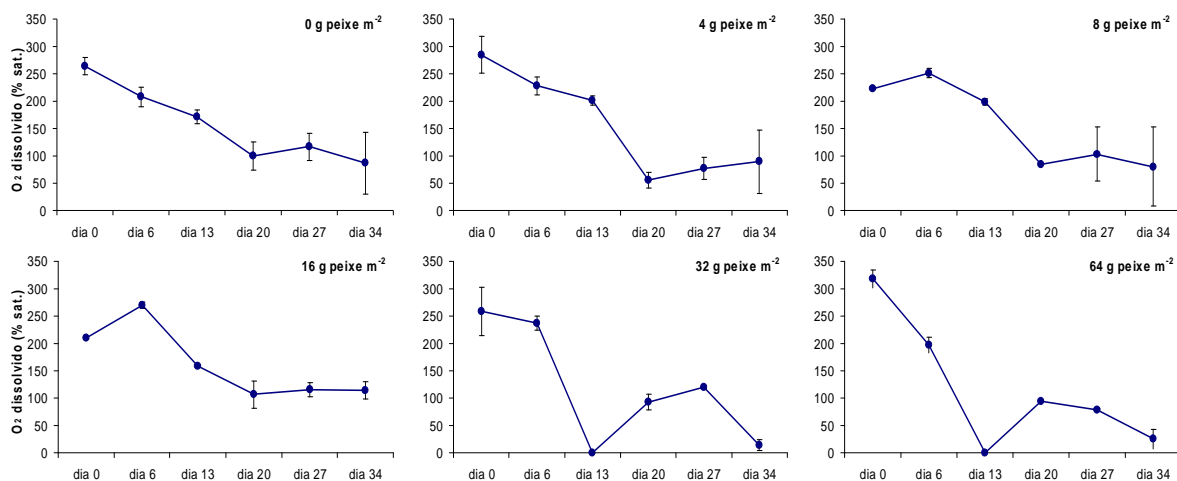
Todos os parâmetros, à excepção da clorofila *a* e da turbidez (constantes ao longo do tempo), variaram significativamente ao longo do tempo (Tabela 1). Não foram observadas diferenças significativas entre tratamentos (densidade crescente de peixes) e, apenas num caso (temperatura), se observou interdependência entre o tratamento e tempo (interacção significativa, ver Tabela 1). Estas evidências permitem-nos afirmar que a qualidade da água dos mesocosmos (simulações experimentais) registou uma evolução temporal, independentemente do tipo de tratamento. Abaixo, mostra-se a evolução temporal de alguns dos parâmetros de qualidade da água mais relevantes (Figs. 4-8).

**Tabela 1.** Sumário da ANOVA de Medições Repetidas. MS representa a variância de cada fonte de variação, g.l. são os graus de liberdade do numerador e denominador do teste de F efectuado no decurso da ANOVA, e P representa a probabilidade para o valor da estatística.

Parâmetros	Varição	g.l.	MS	F	P
pH	Semana	5, 30	16	54,2	<b>&lt;0,001</b>
	Tratamento	5, 6	0,080	1,2	0,398
	Interacção	25, 30	0,34	1,1	0,428
Temperatura	Semana	5, 30	47	$5,1 \times 10^3$	<b>&lt;0,001</b>
	Tratamento	5, 6	0,040	1,9	0,227
	Interacção	25, 30	0,040	4,2	<b>0,003</b>
O <sub>2</sub> (%)	Semana	5, 15	$9,7 \times 10^4$	16	<b>0,006</b>
	Tratamento	1, 3	60	0,040	0,986
	Interacção	5, 15	$3,3 \times 10^3$	0,54	0,75
O <sub>2</sub> (mg/L)	Semana	5, 15	497	11	<b>0,015</b>
	Tratamento	1, 3	0,46	0,060	0,978
	Interacção	15, 15	21	0,46	0,799

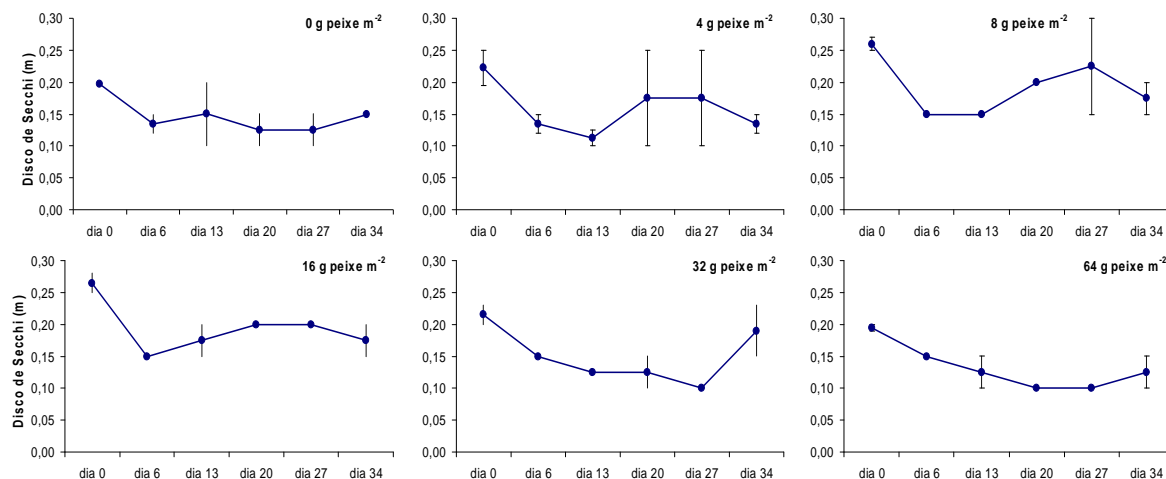


Transparência	Semana	5, 30	0,030	9,8	<b>0,003</b>
	Tratamento	5, 6	0,010	2,4	0,16
	Interacção	25, 30	0,0030	0,97	0,509
Condutividade	Semana	5, 30	$2,4 \times 10^4$	80	<b>&lt;0,001</b>
	Tratamento	5, 6	130	0,98	0,499
	Interacção	25, 30	659	2,2	0,093
Turbidez	Semana	5, 30	$1,7 \times 10^3$	3,3	0,077
	Tratamento	5, 6	$1,1 \times 10^3$	1,5	0,313
	Interacção	25, 30	359	0,68	0,714
Cor	Semana	5, 30	$2,6 \times 10^3$	111	<b>&lt;0,001</b>
	Tratamento	5, 6	11	3,2	0,093
	Interacção	25, 30	64	2,8	1,122
Sólidos Suspensos	Semana	5, 30	$2,3 \times 10^4$	8,2	<b>0,007</b>
	Tratamento	5, 6	$1,8 \times 10^3$	0,78	0,601
	Interacção	25, 30	$2,8 \times 10^3$	0,98	0,507
Cl a	Semana	5, 30	$3,3 \times 10^6$	1,4	0,281
	Tratamento	5, 6	$6,3 \times 10^5$	0,77	0,602
	Interacção	25, 30	$2,5 \times 10^6$	1,1	0,437
Fósforo Total	Semana	5, 30	0,13	21	<b>&lt;0,001</b>
	Tratamento	5, 6	0,0020	0,55	0,736
	Interacção	25, 30	0,010	0,93	0,560
Azoto Total	Semana	5, 30	$1,4 \times 10^4$	19	<b>&lt;0,001</b>
	Tratamento	5, 6	319	0,57	0,722
	Interacção	25, 30	984	1,3	0,296

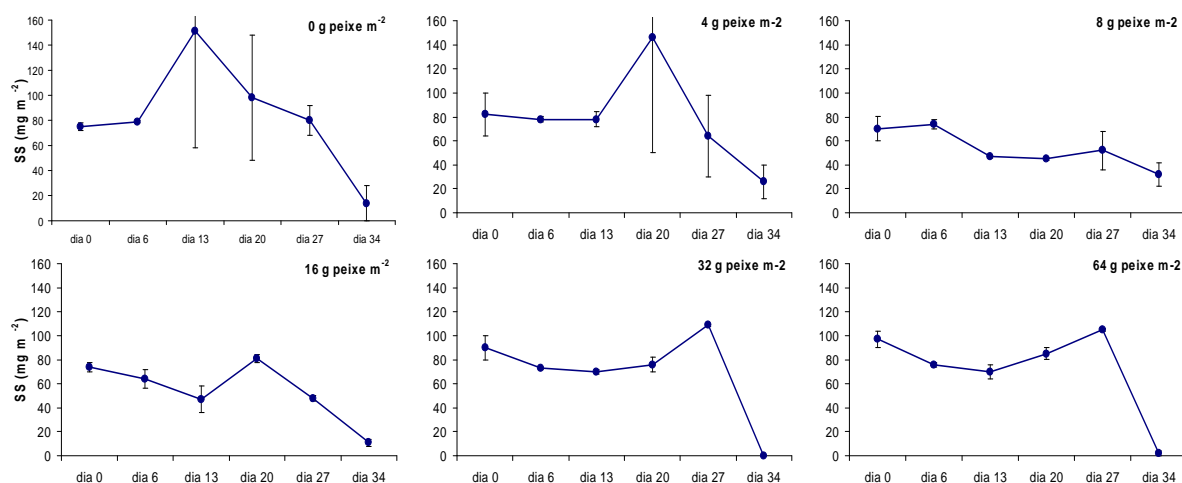


**Figura 4:** Evolução temporal da percentagem de saturação em oxigénio (média ± erro padrão) observada nos diferentes tratamentos.

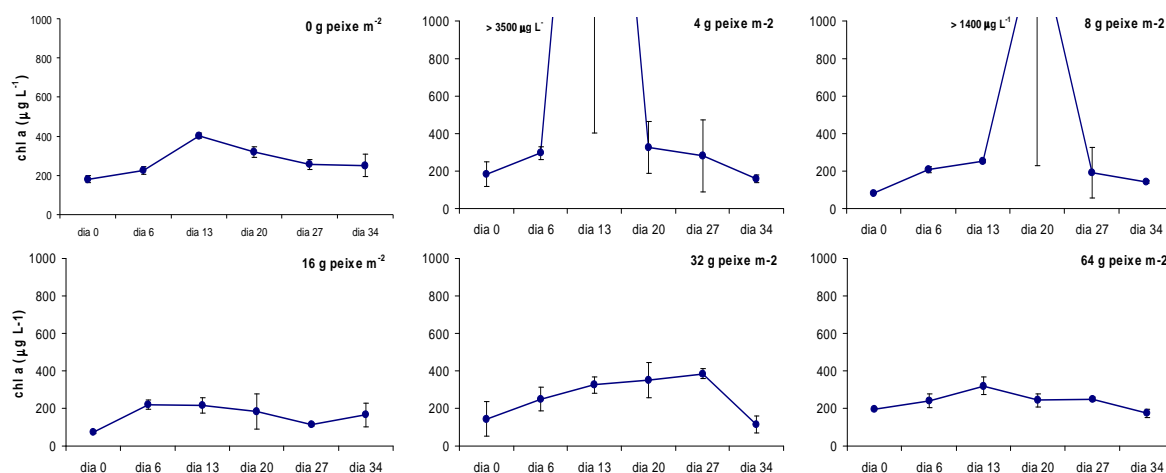
## Capítulo 1



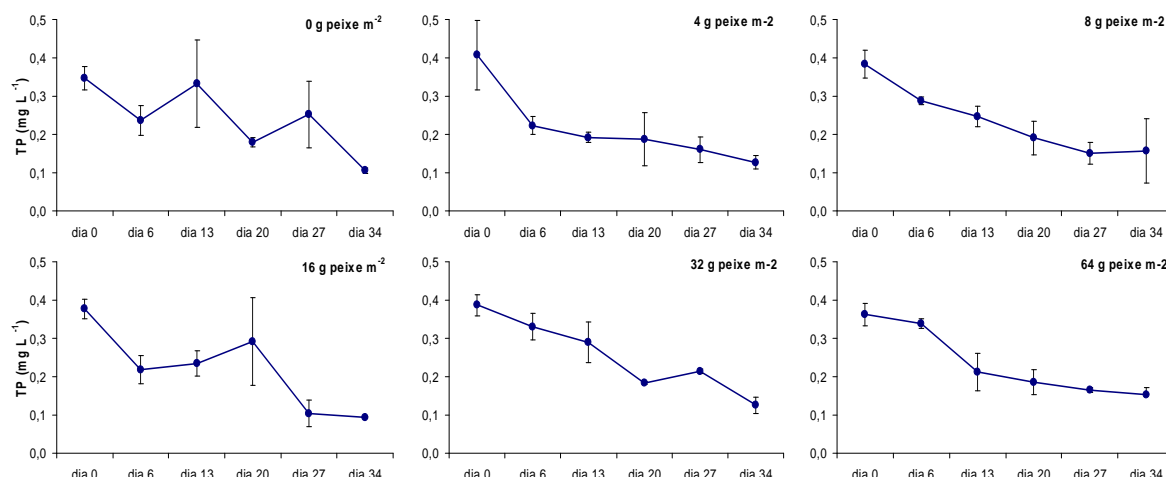
**Figura 5:** Evolução temporal da transparência da água (média  $\pm$  erro padrão) observada nos diferentes tratamentos.



**Figura 6:** Evolução temporal da concentração do total de sólidos suspensos (média  $\pm$  erro padrão) observada nos diferentes tratamentos.



**Figura 7:** Evolução temporal da concentração de clorofila *a* (média  $\pm$  erro padrão) observada nos diferentes tratamentos.



**Figura 8:** Evolução temporal da concentração de fósforo total (média  $\pm$  erro padrão) observada nos diferentes tratamentos.

A percentagem de saturação em oxigénio, a concentração de sólidos suspensos, e a concentração de fósforo total apresentaram uma tendência para diminuir ao longo do tempo (ver gráficos das Figuras 4, 6, e 8). A transparência e a concentração em clorofila *a* registaram padrões temporais mais irregulares (Figs. 5 e 7), apesar de ser perceptível uma redução da transparência em todos os tratamentos. Os perfis que se apresentam nas Figs. 4-8 confirmam a ideia geral de que a evolução temporal de todos os tanques experimentais foi semelhante, não sendo por isso possível atribuir qualquer influência à densidade de

## Capítulo 1

peixes na variação da qualidade da água (conforme confirmado pela análise estatística – ver acima e Tabela 1). A única exceção ocorreu no caso do oxigénio dissolvido (Figura 4), onde se registaram episódios de anóxia apenas na presença de populações de peixes mais densas (32 e 64 g m<sup>-2</sup>).

## 4. Discussão e Conclusão

Os resultados por nós observados permitiram demonstrar que, nas condições da experiência, a densidade de peixes não influenciou os parâmetros de qualidade da água, ao contrário do que se esperava. Era expectável, pelo menos no tratamento com ausência absoluta de peixes, que a biomassa fitoplanctónica diminuísse e a transparência aumentasse, por acção da herbivoria de *Daphnia* sobre o fitoplâncton. Contudo, a população de *Daphnia longispina* introduzida inicialmente em todos os tratamentos não cresceu como previsto, nem mesmo no tratamento sem peixes; a partir da terceira semana da experiência, *Daphnia* havia já sido substituída por uma comunidade de cladóceros de pequena dimensão (Castro, com. pessoal), incapaz de controlar o crescimento fitoplanctónico. Na realidade, o mesmo havia já acontecido na comunidade zooplanctónica da Lagoa da Vela à data de início da experiência. Os autores que anteriormente estudaram o fenómeno de declínio primaveril da população de *Daphnia* da Lagoa haviam-no atribuído ao incremento de pressão predatória durante o advento do Verão (Castro e Gonçalves, 2007). As evidências da nossa experiência sugerem que a presença de predadores, por si só, não pode explicar o declínio da população de *Daphnia*. Note-se que, no tratamento sem peixes, o desaparecimento de *Daphnia* não pode ser atribuído à sua presença, pelo que este declínio terá que ter outra explicação. A má qualidade da água da Lagoa, directa ou indirectamente relacionada com a sua elevada carga orgânica, também poderá ter contribuído para este declínio. Por exemplo, a existência de cianobactérias na água não pode ser excluída, uma vez que as águas eutróficas oferecem condições favoráveis ao seu desenvolvimento (Vasconcelos et al., 1993). As cianobactérias não são geralmente um bom recurso alimentar para esta comunidade (Burns, 1968; Webster e Peters, 1978; De Bernadi e Giussani, 2001). Está provado que algumas toxinas presentes em colónias de cianobactérias (*Microcystis* e *Oscillatoria*) podem ter impacto na

sobrevivência e na reprodução da *Daphnia* (Ferrão et al., 2000). A má qualidade do alimento disponível (fitoplâncton dominado por cianobactérias), associada à elevada quantidade de matéria orgânica e turbidez que a Lagoa normalmente exhibe, comprometem a capacidade filtradora de *Daphnia* e, conseqüentemente, a sua capacidade reprodutora. Ulteriormente, a soma de todos estes factores deverá explicar o declínio dos herbívoros, e é por isso, independente da pressão predatória (daí que não tenham sido encontradas diferenças entre tratamentos). Estas interferências sobre a população de herbívoros favorecem indirectamente o aumento da produtividade e a degradação da qualidade da água.

A grande disponibilidade de nutrientes na água (típica de águas em avançado estado eutrófico) permitiu a acumulação de matéria orgânica em todos os tanques experimentais (mesmo no controlo - sem introdução de peixes). O elevado conteúdo em matéria orgânica conduziu a uma elevada taxa de decomposição e conseqüente consumo de oxigénio dissolvido e degradação da qualidade da água. Ao longo do tempo, notou-se uma diminuição da percentagem de saturação de oxigénio na água, com alguns episódios de anóxia. É de realçar o facto destes períodos com reduzido teor em oxigénio terem ocorrido nos tratamentos com maior densidade de peixes, o que demonstra um efeito prejudicial de populações densas de peixe (não obstante as pequenas dimensões dos espécimes em questão). Os produtos de excreção dos peixes geram matéria orgânica adicional e promovem o aumento dos nutrientes disponíveis, contribuindo para o agravamento da qualidade geral da água (inclusive do ponto de vista bacteriológico). Os estudos de McQueen et al. (1990), Lazzaro (1997) e Starling (1998) já anteriormente tinham confirmado que o stock de peixes favorece o aumento das concentrações algais através da excreção de nutrientes e da predação sobre o zooplâncton. Contudo, e apesar de existir uma excessiva quantidade de nutrientes (azoto e fósforo) na água, a concentração de clorofila *a* manteve-se mais ou menos constante (embora elevada) em todos os tratamentos. A evidente diminuição da concentração de fósforo total (ver Fig. 5), nutriente limitante ao crescimento da biomassa algal (ver Introdução Geral), poderá explicar a inexistência de um aumento exponencial da concentração fitoplanctónica. Esta situação reflecte as condicionantes de utilizar um modelo experimental fechado (mesocosmos), que poderá ter limitado a produtividade primária do sistema. Ainda assim, em todos os tratamentos e durante o decorrer da experiência, a transparência da água permaneceu reduzida,

## Capítulo 1

reforçando a manutenção de um estado de água turva (*vide* modelo de equilíbrios alternativos *in* Scheffer et al., 1993). Note-se no entanto que, quando comparando a biomassa algal (medida em concentração de clorofila *a*) dos diferentes mesocosmos com a da Lagoa da Vela, não se observaram diferenças significativas ( $p > 0.05$ ). Portanto, apesar das limitações inerentes ao uso de sistemas fechados, parece-nos que a experiência com mesocosmos *in situ* poderá reproduzir razoavelmente as condições naturais da lagoa.

Esta experiência tinha como objectivos avaliar se a densidade de peixes (sobretudo perca-sol) interferia na qualidade da água da Lagoa da Vela, e até que ponto a manipulação desse mesmo stock piscícola poderia ser uma ferramenta válida para a recuperação da Lagoa. Os resultados da experiência realizada em ambiente semi-controlado deixam entender que o sucesso imediato desta medida dependerá do momento adequado (época do ano) em que a biomanipulação for iniciada. Quer por acção directa (maior produtividade biológica), quer indirecta (maior evaporação), as altas temperaturas de Primavera e Verão constituem o período mais crítico para a qualidade da água dos sistemas lênticos (Wetzel, 1993). Os resultados sugerem que, para ser efectiva, a remoção ou redução do stock piscícola terá que anteceder esse período; caso contrário, o sistema aquático não reunirá as condições necessárias para sustentar uma população de herbívoros efectiva (*Daphnia* spp.), como aqui se verificou. Este momento que antecede o final da Primavera reúne ainda outras condições ideais para a intervenção: representa um período de elevada abundância de *Daphnia longispina* e alguma transparência da água na Lagoa (ver Castro e Gonçalves, 2007), e antecede os períodos de desova das espécies piscícolas.

Adicionalmente tem-se provado que a entrada de determinados contaminantes (e.g. pesticidas) nos sistemas aquáticos, tem afectado o desenvolvimento e composição das espécies algais (Podemski e Culp, 2001), podendo subsequentemente limitar o desenvolvimento e a abundância do zooplâncton herbívoro. Os estudos de Hanazato (2000) e de Fleeger et al. (2003) indicam ainda que determinados contaminantes induzem, nas espécies zooplancónicas, mudanças no comportamento e na competição pelos recursos alimentares o que poderá alterar a sua abundância, dinâmica e composição, colocando em risco os processos naturais de cascata trófica. Analisando a toxicidade da água e dos sedimentos da Lagoa da Vela, Abrantes et al. (2008) confirmaram a potencial contaminação deste ecossistema lêntico por poluição difusa, especialmente pela entrada de elevadas quantidades de pesticidas. Estes investigadores observaram que o fitoplâncton da

Lagoa da Vela é regulado pela presença (na água e nos sedimentos) de contaminantes, especialmente pesticidas persistentes, lipofílicos e com grande afinidade por matéria particulada, alguns deles retirados do mercado português e europeu há já várias décadas. Como já observado em trabalhos anteriores (Fairchild et al., 1998; Sabater and Carrasco, 2001; Ma et al., 2004, 2006, *vide* Abrantes et al., 2008), Abrantes et al. (2008) notaram ainda que, ao contrário de determinadas espécies fitoplanctónicas, cujo crescimento e reprodução são afectados pela presença de pesticidas, as cianobactérias mostram menor sensibilidade a estes contaminantes, o que pode comprometer o desenvolvimento da comunidade zooplanctónica, por se tratarem de um alimento de menor qualidade (Burns, 1968; Webster e Peters, 1978; De Bernadi e Giussani, 2001). Assim, tendo em conta estes factos, consideramos que, no longo termo, a preocupante quantidade de contaminantes que entra anualmente na Lagoa terá que ser paralelamente alvo de redução (ver abaixo), já que a mera remoção de peixes planctívoros apresenta grandes limitações (ver casos de estudo em e.g. Scheffer, 1998); em última análise, a Lagoa tenderá a regressar a uma situação crítica, sobretudo no Verão, como a que aqui se relata. Mais, para que a redução do stock piscícola seja efectiva, será também necessário introduzir peixes piscívoros para controlar as populações de planctívoros (ou repetir anualmente a sua remoção). Apenas a manutenção contínua de uma biomassa reduzida de peixes permitirá crescimento em massa do zooplâncton de grandes dimensões. Em condições de reduzida pressão predatória, *Daphnia* predominará sobre as espécies de zooplâncton mais pequenas, dada a sua superioridade enquanto competidor (Kreutzer e Lampert, 1999) pelos recursos alimentares. Neste cenário, o controlo sobre o fitoplâncton (herbivoria) será efectivo, garantindo um estado de água transparente, resultado de um efeito em cascata trófica, onde a manipulação dos níveis tróficos superiores (peixes) causa efeitos nos níveis tróficos inferiores e na transparência da água.

Este efeito em cascata não foi confirmado na presente experiência, pelos motivos já discutidos. Ainda assim, continuamos convictos de que a biomanipulação poderá apresentar-se como uma medida de recuperação da qualidade da água de extrema importância. Não só devido ao seu baixo custo, mas também pelo facto de ser inteiramente natural, a biomanipulação da Lagoa da Vela poderá ser uma das formas de melhorar a qualidade da água e o seu estado ecológico global. Inclusivamente, esta poderia ser uma excelente oportunidade para tentar eliminar as espécies alienígenas presentes, tentando

## Capítulo 1

reintroduzir progressivamente as espécies de peixe indígenas, entretanto deslocizadas (Castro, 2007). No entanto, os resultados deste trabalho indicam-nos que a biomanipulação da comunidade de peixes planctívoros da Lagoa, por si só, poderá não funcionar. A implementação futura de programas de recuperação da Lagoa da Vela terá que contabilizar a influência da má qualidade da água, incluindo o seu elevado conteúdo em matéria orgânica e nutrientes. Para isso, a par da manipulação da comunidade piscícola, será necessário adoptar outro tipo de atitudes, mormente o controlo de nutrientes na sua origem. Esta experiência veio confirmar o observado anteriormente por Jeppesen et al. (2005), que haviam concluído que o sucesso da biomanipulação depende de vários factores, entre eles a carga de nutrientes (sobretudo fósforo) do sistema.

Em suma, o processo de recuperação da água da Lagoa da Vela deverá envolver um conjunto integrado de medidas/acções com o intuito de diminuir a concentração de nutrientes proveniente de fontes externas (poluição difusa) e internas (reciclagem de nutrientes, nutrientes acumulados no sedimento). A biomanipulação da comunidade piscícola continua a ser uma estratégia fulcral, já que a lagoa não pode continuar a sustentar a carga elevada de peixes que sustenta actualmente, e que causa efeitos em cascata que se reflectem na qualidade da água, conforme anteriormente explicado. Em paralelo, as acções de recuperação da Lagoa poderão passar pela remoção de sedimento (dragagem da lagoa) e por métodos de motivação que levem os agricultores da zona a iniciarem acções de boas práticas agrícolas, de forma a minimizar o impacto da poluição difusa, já que a principal fonte de nutrientes na Lagoa é a actividade agro-pecuária praticada na margem Este (Pereira, 1997; Fernandes, 1999). O estudo de Pereira (1997) apresenta propostas e recomendações para a gestão e restauração da Lagoa da Vela que julgamos serem de extrema importância, e que poderão ser utilizadas conjuntamente com a biomanipulação.



## **Referências Bibliográficas**

- Abrantes N., Antunes S.C., Pereira M.J. e Gonçalves F. (2006). Seasonal succession of cladocerans and phytoplankton and their interactions in a shallow eutrophic lake (Lake Vela, Portugal). *Acta Oecologica* 29(2006): 54-64.
- Abrantes N., Pereira R., Figueiredo D. R., Marques C. R., Pereira M. J. E Gonçalves F. (2008). A whole sample toxicity assessment to evaluate the sub-lethal toxicity of water and sediment elutriates from a Lake exposed to diffuse pollution. *Environmental Toxicology*, 259-270.
- Antunes S.C., Abrantes N. e Gonçalves F. (2003). Seasonal variation of the abiotic parameters and the cladoceran assemblage of Lake Vela: comparison with previous studies. *Annals de Limnologie-International Journal of Limnology* 39: 255-264.
- A.P.H.A., A.W.W.A. e W.P.C.F. (1989). Standard methods for the examination of water and wastewater – 17th Edition. American Public Health Association, Washington, DC, USA.
- Barros P., Silveira S., Ribeiro R., Gonçalves F. e Soares A.M.V.M. (1993). Estrutura populacional fitoplanctónica nas lagoas das Braças, Vela e Mira (Região Centro-Litoral). Resultados preliminares. *Boletim UCA, Universidade do Algarve, UCTRA*, 1: 1-8.
- Beklioglu M. e Moss B. (1996). Mesocosm experiments on the interaction of sediment influence, fish predation and aquatic plants with the structure of phytoplankton and zooplankton communities. *Freshwater Biology* 36: 315-325.
- Blanco S., Romo S., Villena M.J. e Martínez S. (2003). Fish communities and food web interactions in some shallow Mediterranean lakes. *Hydrobiologia* 506/509 473-480.
- Blindow I., Andersson G., Hargeby A. e Johansson S. (1993). Long-term pattern of alternative stable states in two shallow eutrophic lakes. *Freshwater Biology* 30: 159-167.
- Brooks J.L. e Dodson S.I. (1965). Predation, body size and composition of plankton. *Science* 150: 28-35.
- Brower J.E., Zar J.H. e von Ende C.N. (1997). Field and laboratory methods for general ecology – 4th Edition. WCB McGraw-Hill, Boston, USA.
- Burns C.W. (1968). Direct observations of mechanisms regulating feeding behaviour of *Daphnia* in lakewater. *Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie and Hydrographie* 53: 83-100.
- Carpenter S.R., Kitchell J.F. e Hodgson J.R. (1985). Cascading trophic interactions and lake productivity. *Bioscience* 35: 634-639.
- Carvalho L e Moss B. (1995). The current status of a sample of English Sites of Special Scientific Interest subject of eutrophication. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 5: 191-204.

## Capítulo 1

- Castro B.B. (2007). Ecologia e selecção de habitat em crustáceos zooplancónicos de lagos pouco profundos. Dissertação para obtenção do Grau de Doutor. Universidade de Aveiro, Aveiro, Portugal.
- Castro B.B., Antunes S.C., Pereira R., Soares A.M.V.M. e Gonçalves F. (2005). Rotifer community structure in three shallow lakes: seasonal fluctuations and explanatory factors. *Hidrobiologia* 543: 221-231.
- Castro B.B. e Gonçalves F. (2007). Seasonal dynamics of the crustacean zooplankton of a shallow eutrophic lake from the Mediterranean region, with particular emphasis on *Daphnia*. *Fundamental and Applied Limnology – Archive für Hydrobiologie* 169: 189-202.
- Crisman T.L. e Beaver J.R. (1990). Applicability of planktonic manipulation for managing eutrophication in the subtropics. *Hydrobiologia* 200/20001: 177-185.
- De Bernadi, R. e Giussani, G. (2001). Directrizes para o gerenciamento de Lagos. Volume 7 – Biomanipulação para o gerenciamento de Lagos e Reservatórios.
- Directiva 2000/60/CE do Parlamento Europeu e do Conselho, de 23 de Outubro de 2000. Estabelece o Quadro Comunitário no domínio das políticas da água.
- Dugan P. (1994). Wetland Conservation: A Review of current Issues and Required Action. IUCN, Gland Switzerland.
- Ebina J., Tsutsui T. e Shirai T. (1989). Simultaneous determination of total nitrogen and total phosphorus in water using peroxodisulfate oxidation. *Water Research* 17:1721-1726.
- Edmondson W.T. (1991). The uses of ecology, Lake Washington and Beyond. University of Washington Press, Seattle.
- Eiseltova M. (1994). Restoration of Lake Ecosystems. A holistic Approach. International Waterfowl a Wetlands Research Bureau, Slimbridge, Gloucester.
- Fleeger J. W., Carman K. R. e Nisbet R. M. (2003). Indirect effects of contaminants in aquatic ecosystems. *The Science of the Total Environment* 317(2003): 207-233.
- Fernandes M.J. (1999). Modelação e simulação nas Lagoas de Quiaios. Dissertação para obtenção do Grau de Doutor. Universidade do Algarve, Faro, Portugal.
- Fernandez-Aláez M., Fernandez-Aláez C., Rodríguez S. e Bécares E. (2002). Evolution of the state of conservation of lakes in the province of León (North-west Spain) using botanical criteria. *Limnetica* 17: 107-117.
- Ferrão A.S., Azevedo S.M.F.O. e DeMott W.R. (2000). Effects of toxic and non-toxic cyanobacteria on the life history of tropical and temperate cladocerans. *Freshwater Biology*, 45: 1-19.
- Ferreira, A. (1997). Ictiologia da lagoa da Vela – Quiaios (Figueira da Foz). Dissertação para obtenção do grau de Mestre. Universidade de Coimbra, Coimbra, Portugal.

- Hanazato T. (2000). Pesticide effects on freshwater zooplankton: an ecological perspective. *Environmental Pollution* 112 (2001): 1-10
- Hrbáček J., Dvorakova M., Korínek V. e Procháková L. (1961). Demonstration of the effect of the fish stock on the species composition of zooplankton and the intensity of metabolism of the whole plankton association. *Verhandlungen Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie* 14: 192-195.
- Irvine K., Moss B. e Balls H. (1989). The loss of submerged plants with eutrophication II Relationships between fish and zooplankton in a set of experimental ponds, and conclusions. *Freshwater Biology* 22: 89-107.
- Jeppesen E., Jensen J.P., Søndergaard M., Lauridsen T. e Landkildehus F. (2000). Trophic structure, species richness and biodiversity in Danish lakes: changes along a phosphorus gradient. *Freshwater Biology* 45: 201-218.
- Jeppesen E., Søndergaard M., Krovang B., Jensen J.P., Svendsen L.M. e Lauridsen T.L. (1999). Lake and catchment management in Denmark. *Hidrobiologíá* 395/396 419-432.
- Jeppesen E., Søndergaard M., Mazzeo N., Meerhoff M., Branco C.C., Huszar V. e Scasso F. (2005). Lake restoration and biomanipulation in temperate lakes: relevance for subtropical and tropical lakes. *In Restoration and Management of Tropical Eutrophic Lakes. Edited by V.M. reddy. Science Publishers, Inc., New Hampshire. Pp. 331-359.*
- Kreutzer C. e Lampert W. (1999). Exploitative competition in differently sized *Daphnia* species: a mechanistic explanation. *Ecology* 80: 2348-2357.
- Kurmayer R, e Wanzenböck J. (1996). Top-down effects of underyearling fish on a phytoplankton community. *Freshwater Biology* 36: 599-609.
- Lazzaro X.T. (1997). Do the trophic cascade hypothesis and classical biomanipulation approaches apply to tropical lakes/reservoirs? *Verhandlungen Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie* 26: 719-730.
- Lazzaro X., Drenner R.W., Stein R.A. e Smith J.D. (1992). Planktivores and plankton dynamics – effects of fish biomass and planktivore type. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 49: 1466-1473.
- Lei nº 58/2005, de 29 de Dezembro. Diário da Republica-I-Série, nº 249: 7280-7310.
- Lind O.T. (1979). Handbook of common methods in Limnology. The C.V. Mosby Company, St. Louis, USA.
- McQueen J.D. (1990). Manipulating lake community structure: where do we go from here? *Freshwater Biology* 23: 613-620.

## Capítulo 1

- McQueen D.J., Johannes M.R.S., Post, J.R., Stewart T.J. e Lean D.R.S. (1990), Biomanipulation and community structure at Lake St. George, Notario. Canada. *Verhandlungen Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie* 24: 335-338.
- Marsden M.W. (1989). Lake Restoration by reducing external phosphorus loading: the influence of sediment phosphorus release. *Freshwater Biology* 21: 139-162.
- Matveev, V., Matveeva L. e Jones G.J. (2000). Relative impacts of *Daphnia* grazing and direct stimulation by fish on phytoplankton abundant in mesocosm communities. *Freshwater Biology* 44: 375-385.
- Mehner T., Nenndorf J., Kasprzak P. e Koschel R. (2002). Biomanipulation of lake ecosystems: Successful applications and expanding complexity in the underling science. *Freshwater Biology* 47: 2453-2465.
- Mills E.L., Forney J.L. e Wagner K.J. (1987). Fish predation and its cascading effect on the Oneida lake food chain, p. 118-131. *In* W. C. Kerfoot and A. C. Sih (eds.), *Predation: Direct and indirect impacts on aquatic communities*. Univ. Press of New England.
- Miracle M.R., Alfonso M.T. e Vivente E. (2007). Fish and nutrient enrichment effects on rotifers in a Mediterranean shallow lake : a mesocosm experiment. *Hydrobiologia* 593: 77-94.
- Moss B. (2007). *Ecology of Freshwater: man and medium, past to future*. Blackwell Publishing, UK.
- Moss B., Madgwich J. e Phillips G. (1996). *A Guide to the Restoration of nutrient-Enriched Shallow lakes*. Broads Authority, Environment Agency and EU Life Programme, Norwich, UK.
- Moss B., Stephen D., Balayla D.M., Bécares E., Collings S.E., Fernández-aláez C., Fernández-aláez M., Ferriol C., García P., Gomá J., Gyllström M., Hansson L. –A., Hietala J., Kairesalo T., Miracle M.R., Romo S., Ruesa J., Russell V., Ståhl-Delbanco A., Svensson M., Vakkilainen K., Valentín M., Van de Bund W.J., Van Donk E., Vicent E. e Villena M.J. (2004). Continental-scale patterns of nutrient and fish effects on shallow lakes: synthesis of a pan-european mesocosm experiment. *Freshwater Biology* 49: 1633-1649.
- Pereira R. (1997). *Plano de Ordenamento e gestão das Lagoas das Braças e da Vela (Centro-Litoral)*. Dissertação para obtenção de grau de Mestre. Universidade de Coimbra, Coimbra, Portugal.
- Podemski C. L.e Culp J. M. (2001). Toxicant interactions with food algae. A missing link between laboratory and field effects? *In* J. Wiley & Sons.(eds.). *Department of biology, university of Saskatchewan, Saskatoon, Saskatchewan, Canada*. Pp. 31-42.
- Qin J. e Culver D.A. (1995). Effect of young-of-the-year wall-eye (Percidae: *Stizostedion vitreum*) on plankton dynamics and water quality in ponds. *Hydrobiologia* 297: 217-227.

- Romo S., Miracle M.R., Villena M.J., Rueda J., Ferriol C. e Vicente E. (2004). Mesocosm experiments on nutrient and fish effects on shallow lake food webs in a Mediterranean climate. *Freshwater Biology* 49: 1593-1607.
- Sas H. (1989). Lake Restoration by reduction of Nutrient Loadings: Expectations, Experiences, extrapolations. Academia Verlag Richarz. Sant Augustin.
- Scheffer M. (1998). Ecology of Shallow Lakes. Chapman & Hall, UK.
- Scheffer M., Hosper S.H., Meijer M.L., Moss B. e Jeppesen E. (1993). Alternative equilibria in shallow lakes. *Trends in Ecology and Evolution* 8: 275-279.
- Schriver P., Bøgestrand J., Jeppesen E. e Søndergaard M. (1995). Impact on submerged macrophytes on fish-zooplankton-phytoplankton interactions: large-scale enclosure experiments in a shallow eutrophic lake. *Freshwater Biology* 33: 255-270.
- Shapiro J., Lamarra V. e Lynch M. (1975). Biomanipulation, na ecosystem approach to the lake restoration. In: P. Brezonik & L. Fox (eds.) *Proc. Symp. Water Qualit ;anagement Trough Biological Control*. Univ. Florida Press. Gainesville. Florida. Pp. 85-96.
- Shapiro J. e Wright D.I. (1984). Lake restoration by biomanipulation: round lake, Minnesota, the first two years. *Freshwater Biology* 14: 371-383.
- Starling F.L.M. (1998). Development of biomanipulation strategies for the remediation of eutrophication problem in a urban reservoir- Lago Paranoá. Dissertação para obtenção do Grau de Doutor. Universidade de Stirling, Escócia
- Stephen D., Balayla D.M., Bécáres E., Collings S.E., Fernández-aláez C., Fernández-aláez M., Ferriol C., Garcia P., Gomá J., Gyllström M., Hansson L. –A., Hietala J., Kairesalo T., Miracle M. R., Romo S., Rueda J., Ståhl-Delbanco A., Svensson M., Vakkilainen K., Valentín M., Van de Bund W.J., Van Donk E., Vicente E., Villena M.J. e Moss B. (2004). Continental-scale patterns of nutrient and fish effects on shallow lakes: introduction to a pan-European mesocosm experiment. *Freshwater Biology* 49: 1517-1524.
- Vakkilainen K., Kairesalo T., Hietala J., Balayla D.M., Bécáres E., Van de Bund W.J., Van Donk E., Fernández-aláez M., Gyllström M., Hansson L. –A., Miracle M.R., Moss B., Room S., Rueda J. e Stephen D. (2004). Response of zooplankton to nutrient enrichment an fish in shallow lakes: a pan-European mesocosm experiment. *Freshwater Biology* 49: 1619-1632.
- van Densen W.L.T. e Vijverberg J. (1982). The relations between 0+ fish density, zooplakton size and the vulnerability of pikeperch, *Stizostedion lucioperca*, to angling in the Frisian lakes. *Hydrobiologia* 95: 321-326.
- Vasconcelos V.M., Campos T., Amorim A. e Soares A.M.V.M. (1993). Toxicidade de estirpes de cianobactérias isoladas a partir das lagoas das Braças, Vela e Mira. *Boletim UCA, Universidade do Algarve, UCTRA* 1: 193-201.

## Capítulo 1

- Webster K. e Peters R.H. (1978). Some size-dependent inhibitions of larger cladoceran filterers in filamentous suspension. *Limnology and Oceanography* 23: 1238-1245.
- Wetzel R.G. (1993). *Limnologia*. Edição da Fundação Calouste Gulbenkian. Lisboa.
- Williams A.E. e Moss B. (2003). Effects of different fish species and biomass on plankton interactions in a shallow lake. *Hydrobiologia* 491: 331-346.
- Williamson C.E., Morris D.P., Pace M.L. e Olson O.G. (1999). Dissolved organic carbon and nutrients as regulators of lake ecosystems: resurrection of a more integrated paradigm. *Limnology and Oceanography* 44:795-803.
- Zalewski M., Brewinska-Zaras B., Frankiewicz P. e Kalinowski S. (1990). The potential for biomanipulation using fry communities in a lowland reservoir: concordance between water quality and optimal recruitment. *Hydrobiologia* 200/201 549-556.

## **Capítulo 2**

---

**A Educação Ambiental - Uma ferramenta de apoio  
no combate à Eutroficação**





**A Educação Ambiental – Uma ferramenta de apoio no combate à Eutroficação****1. Introdução****1.1. A escassez dos recursos hídricos e a eutroficação**

A água que existe no nosso planeta ocupa cerca de  $\frac{3}{4}$  da superfície crosta terrestre, formando mares, rios e lagos. Ao penetrar no interior da crosta terrestre, constrói ainda verdadeiras lagoas e rios subterrâneos. Os rios, lagos, lagoas e estuários, que cobrem apenas 1% da superfície total do planeta (Gleick, 1993), são sem dúvida, os ecossistemas (também designados por dulçaquícolas) de maior valor do planeta, não só pela grande biodiversidade que albergam mas também pela importância que têm no ciclo hidrológico, responsável pela provisão e pela qualidade da água da qual depende a grande maioria das formas de vida existentes no planeta (Gonçalves et al., 2008). No entanto, segundo Mason (1996), a má gestão e a degradação destes recursos, devido ao desenvolvimento económico, à industrialização e ao crescimento demográfico, tem-se tornado num problema preocupante à escala global. A consciencialização das populações humanas e principalmente dos gestores ambientais sobre a escassez dos recursos de água doce e sobre as ameaças à sua integridade ecológica e biodiversidade, é uma das lutas mais recentes para o alcance de benefícios ambientais, sociais e até mesmo económicos do Planeta.

A contaminação dos ecossistemas aquáticos deve-se não só a causas naturais (e.g. actividade vulcânica e sísmica, incêndios etc.) mas também a actividades de origem antropogénica (e.g. indústria e agricultura) (Crompton, 1997; Connel, 1999). Dentre os contaminantes de origem antropogénica, destacam-se os nutrientes azotados e fosforados, cuja entrada nos sistemas dulçaquícolas pode causar o seu desequilíbrio. Quando a concentração de nutrientes (seja em formas orgânicas complexas – matéria orgânica, seja em formas inorgânicas simples – e.g. nitratos e fosfatos) que entra num sistema aquático se torna demasiado elevada, ultrapassando a capacidade de equilíbrio do ecossistema, surge o fenómeno da **eutroficação** (Wetzel, 1993). Este fenómeno, que leva ao crescimento exagerado de diversos organismos, é um dos mais preocupantes problemas verificados em vários lagos (sobretudo), rios e estuários de todo o mundo (Fernandes, 1999). Embora seja

## Capítulo 2

um processo natural nos ecossistemas dulçaquícolas lênticos (sistemas de água parada, como lagos e lagoas), o contributo da actividade humana, através de descargas de nutrientes da agricultura (fertilizantes) e de esgotos domésticos e industriais, tem contribuído de forma significativa para o aceleração do processo. A introdução de concentrações elevadas de nutrientes origina um crescimento acelerado do **fitoplâncton**<sup>1</sup> (algas microscópicas que vivem na coluna de água, *vide* Wetzel, 1993), que provoca a redução da transparência da água. Frequentemente, ocorrem também *blooms* (ou florescências) de espécies de micro-algas produtoras de substâncias tóxicas, sendo as mais vulgares as cianobactérias. Estas bactérias fotossintéticas, antigamente designadas por algas azuis (pertencem ao fitoplâncton de águas doces e são consideradas como uma transição entre bactérias e algas (*vide* Wetzel, 1993 e Figueiredo et al., 2008) podem estar em suspensão a diversas profundidades (Oliver e Gane, 2000), dependendo da disponibilidade de factores como luz, fosfatos e nitratos. Estes *blooms*, que se acumulam preferencialmente à superfície da água, ocorrem durante os meses mais quentes do ano (de Abril a Outubro nas zonas temperadas do hemisfério norte); as elevadas densidades observadas podem ser perigosas, uma vez que algumas cianobactérias são capazes de produzir toxinas nocivas para muitos organismos aquáticos e terrestres, incluindo o homem (Oliver e Gane, 2000). A elevada produtividade de algas à superfície, ocasiona o crescimento da biomassa bacteriana, causando uma depleção do oxigénio dissolvido (devido à acumulação de matéria orgânica) e um decréscimo geral da qualidade da água. A elevada concentração de matéria orgânica (sobretudo do fitoplâncton em decomposição) origina frequentemente condições anóxicas (ausência de oxigénio) no ecossistema aquático (nomeadamente junto aos sedimentos). Em casos mais extremos, podem ocorrer mortes massivas de peixes e odores desagradáveis associados à decomposição dos peixes mortos, provocando uma avançada deterioração da qualidade da água (Gonçalves et al., 2008).

### 1.2. Teias tróficas nos ecossistemas aquáticos

A comunidade biótica (conjunto de todas as populações de diferentes espécies que interagem numa determinada área), e a sua distribuição nessa mesma área, está dependente

---

<sup>1</sup>

<http://www.sacsplash.org/critters/algae.htm>

não só de factores abióticos (e.g. temperatura, luminosidade ou nutrientes) e bióticos (disponibilidade de alimento, presença de predadores), mas também da sua adaptação ao meio, sendo que todos os indivíduos são influenciados pelas interacções bióticas com outros indivíduos (Campbell, 1996). As relações interespecíficas (relações estabelecidas entre populações de diferentes espécies que co-existem numa mesma comunidade) podem ter efeitos positivos, negativos ou neutros nas populações envolvidas (Vivas e Pereira, 2008). Estudos de vários investigadores sobre a possibilidade dos predadores (relação em que a espécie predadora se alimenta de outra espécie) poderem ter efeitos determinantes nos níveis tróficos<sup>2</sup> inferiores, levou a que os mecanismos de regulação *top-down* (do topo da cadeia trófica para a sua base) fossem olhados com outra importância na ecologia das águas doces (Castro, 2007). Estes mecanismos surgem como oposição aos mecanismos de regulação *bottom-up* (McQueen et al., 1989), que resultam da competição pelos recursos disponíveis (disponibilidade de alimento ou nutrientes). O equilíbrio ecológico da teia trófica de um lago depende da existência destes dois mecanismos reguladores (Wetzel, 1993; Brönmark e Hansson, 1998).

O **fitoplâncton** e o **zooplâncton** (organismos que vivem em suspensão na coluna de água e têm um poder limitado de locomoção, *vide* Wetzel, 1993) há muito que são considerados grupos basilares na teia trófica de um ecossistema aquático. Estes dois grupos funcionais apresentam um elevado grau de interdependência, sustentando os níveis tróficos superiores, sobretudo os peixes (Castro, 2007). A Figura 1 apresenta a teia trófica simplificada de um lago que tem por base os nutrientes (formas inorgânicas simples de matéria e energia), fundamentais para o crescimento dos produtores (fitoplâncton), e nos níveis superiores os herbívoros (zooplâncton), os planctívoros (macroinvertebrados planctónicos e peixes) e os piscívoros (peixes), vulgarmente designados de consumidores. Como já referido anteriormente, a proliferação do **fitoplâncton** pode resultar de um incremento de nutrientes no sistema dulçaquícola, desregulando as interacções tróficas da base para o topo. Os níveis tróficos superiores (peixes planctívoros e piscívoros) controlam-se mutuamente e têm efeitos drásticos nos níveis tróficos de base (zooplâncton e fitoplâncton – ver abaixo). Qualquer perturbação destes mecanismos de regulação (tanto de *top-down* como de *bottom-up*) poderá ter como consequência a **eutroficação** dos ecossistemas (ver acima) com consequente redução da biodiversidade local (incluindo as

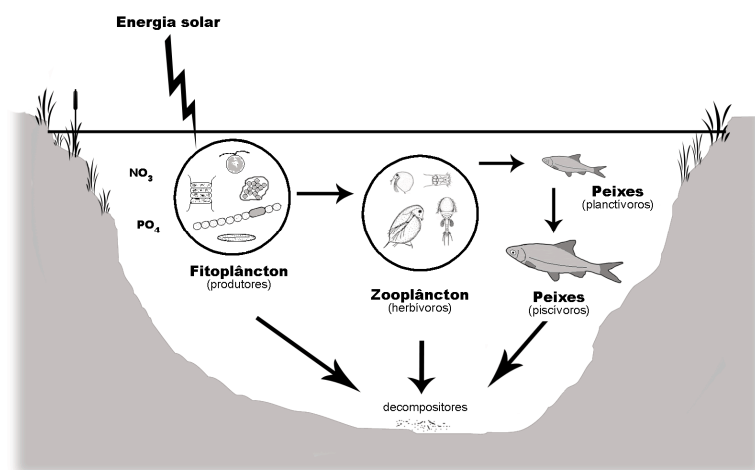
---

<sup>2</sup> Nível trófico: cada um dos níveis alimentares através dos quais ocorrem processos que permitem o transporte de energia e matéria num ecossistema

## Capítulo 2

comunidades de aves e mamíferos que vivem nos sistemas lacustres) e, eventualmente, o desaparecimento dos sistemas aquáticos (terrestrialização) (Gonçalves et al., 2008).

Os peixes adquirem um lugar de destaque neste cenário, já que frequentemente são alvo de manipulação pelos humanos (pesca, incremento dos *stocks*, introdução de espécies exóticas). Um incremento na abundância de piscívoros produzirá um decréscimo na abundância de peixes planctívoros, resultando num incremento na densidade da biomassa zooplancónica que por sua vez promoverá a redução da biomassa fitoplanctónica (ver Figura 1). A situação oposta, isto é, a redução da abundância de piscívoros, aumentará a densidade em peixes planctívoros que exercerão uma forte pressão predatória sobre o **zooplâncton** promovendo o incremento da produção fitoplanctónica (Castro, 2007). Ao conjunto de efeitos recíprocos do predador sobre a presa que alteram a abundância, biomassa ou produtividade de uma população, comunidade ou nível trófico, repercutindo-se através de mais do que um elo da teia trófica, denomina-se **cascata trófica**. (Pace et al., 1999)



**Figura 1:** Esquema simplificado de uma teia trófica dulçaquícola.

### 1.3. A Biomanipulação como método de combate à eutroficação

A comunidade científica tem tentado encontrar soluções para o problema da crescente **eutroficação** dos inúmeros ecossistemas dulçaquícolas. Uma das soluções que se tem demonstrado funcional em programas de gestão e recuperação de lagos, tendo em conta as interações tróficas em cascata (ver em cima), é a **biomanipulação das teias tróficas** (métodos em que se modificam ou manipulam as populações biológicas) na

tentativa de controlar a biomassa e produtividade fitoplanctónica (Shapiro e Wright, 1984; Carpenter et al., 1985). A biomanipulação pode ser feita de dois modos distintos, que se complementam: alterações na base da cadeia alimentar (ao nível dos nutrientes), ou manipulação dos níveis tróficos superiores (peixes). Quando se procede a alterações na base da cadeia alimentar, procura-se reduzir a entrada dos nutrientes no sistema, através, por exemplo, da diminuição das quantidades de fósforo presentes em determinados fertilizantes químicos que são usados em campos de cultura. A alteração de um nível trófico superior, manipulando os consumidores, pode funcionar a vários níveis e assenta no facto do **zooplâncton** preda o **fitoplâncton**. Poderão, por exemplo, eliminar-se os peixes planctívoros que predam o **zooplâncton**, ou criar refúgios para este último se manter ao abrigo dos peixes. A **biomanipulação**, tem demonstrado ser uma ferramenta útil no controlo da **eutroficação** (Moss et al., 1996; Annadotter et al., 1999; Carpenter et al., 2001), e depende de vários factores, como a carga de nutrientes (sobretudo fósforo) do sistema, a profundidade e a ictiocenose (Moss, 1992; Moss et al., 1996; Jeppesen et al., 2005), sendo o prazo temporal do seu sucesso ainda incerto, dada a complexidade das interacções existentes no ecossistema de água doce (Moss, 1992).

#### **1.4. A Educação Ambiental - interacção com a comunidade**

Problemas como a **eutroficação** de lagos e lagoas têm vindo a ser divulgados por diversos meios informativos, relatando ocorrências sobretudo em locais onde as comunidades usufruem dos recursos do sistema aquático, quer para consumo humano, quer para actividades de lazer. Estudos recentes demonstraram que, tanto os habitantes locais como os visitantes de áreas com ecossistemas lacustres em estado eutrófico, apresentam grandes preocupações ambientais (Pereira et al., 2005) relativamente à qualidade dos recursos. A consulta pública realizada por Pereira et al. (2005) nas proximidades da Lagoa da Vela (Figueira da Foz, Centro de Portugal) revelou que uma grande percentagem de indivíduos considerava que deveriam ser desenvolvidas na área acções de educação ambiental de forma a contribuir para a recuperação da lagoa, à data já em avançado estado de **eutroficação**. O reconhecimento da necessidade de uma intervenção externa para a melhoria da qualidade do ecossistema estava associada às expectativas dos inquiridos relativamente a utilização desse recurso de água doce para promoção do turismo e

## Capítulo 2

desenvolvimento da economia local. Torna-se, portanto, importante realizar acções de sensibilização ambiental, que permitam ao público em geral percepcionar o impacto que as suas actividades têm na degradação dos ecossistemas, assim como, o papel que a mudança de práticas poderá ter na recuperação dos mesmos. A experiência diz que a educação e a sensibilização ambiental devem ser, preferencialmente, promovidas nas escolas, pois a comunidade escolar, estando aberta a novas aprendizagens, é o grupo que mais sensibilidade mostra sobre os problemas ambientais (Gonçalves et al., 2008), sendo por isso uma forte aliada destas acções. Por outro lado, as crianças em idade escolar são excelentes elementos persuasores junto das suas famílias, incentivando os mais velhos a mudarem as suas atitudes.

A curiosidade e o entusiasmo das crianças entre os 8 e os 12 anos sobre actividades científicas fazem com que cada vez mais se adaptem os currículos escolares à dinamização dessas actividades, na medida em que se crê que as mesmas contribuirão para o desenvolvimento do seu pensamento crítico e de outras competências necessárias a cidadãos adaptados a uma sociedade em constante mudança, dominada pela ciência e a tecnologia. O estudo realizado por Gonçalves et al. (2008) refere mesmo que a educação ambiental desempenha um papel importante no processo de ensino-aprendizagem das ciências naturais através de uma ligação aos problemas reais que ocorrem no contexto social dos alunos e o estudo de questões de natureza mais teórica. Para o efeito, o ensino das ciências baseado na resolução de problemas, através da concretização de actividades práticas, é portanto uma das formas mais efectivas de promover a aprendizagem de questões ambientais (Tessier, 2003; Sungur et al., 2006) e de ajudar os alunos a compreenderem melhor os fenómenos/processos científicos que estão na sua base. Nesse sentido, o trabalho que aqui se apresenta teve como objectivo desenvolver uma actividade prática de natureza experimental, destinada a alunos do 1º e 2º Ciclo do Ensino Básico (entre os 8 e os 12 anos), relacionada com o processo de **eutroficação**, as interacções entre os diferentes factores bióticos e abióticos de um ecossistema de água doce na determinação deste processo e com o impacto de actividades humanas na deterioração e recuperação de um ecossistema aquático. A actividade poderá ser dinamizada em contexto de sala de aula sob o tema organizador “Sustentabilidade da Terra” ou em actividades extra-curriculares.

## **2. Descrição da actividade**

A actividade, que se descreve neste ponto, requer materiais simples e recursos reduzidos, como é possível confirmar no protocolo que se apresenta em anexo. A complexidade da actividade pode ser ajustada em função da idade dos alunos, como se explica mais adiante, sendo fundamental estimular um percurso de auto-descoberta do aluno (i.e. sem demasiada interferência do professor/formador).

De acordo com Gonçalves et al. (2008) os estudantes necessitam de obter um conhecimento relevante sobre o tema antes da realização da actividade. Para isso, torna-se muito importante que o professor faça uma abordagem teórica que conduza os alunos a construírem o problema, a formularem hipóteses, e a preconizarem a sua resolução. No âmbito de problemas ambientais, e no caso do problema em particular abordado na presente dissertação, uma visita a locais afectados onde poderão observar a qualidade da água, as fontes de poluição e, dependendo da época do ano, os *blooms* algais, poderá suscitar mais interesse para a dinamização da actividade.

Para a dinamização da actividade à frente descrita propõe-se a utilização de pequenas áreas controladas (aquários de 10 a 20 L) que Giesy e Odum definiram como microcosmos (Van Den Brink et al., 2005). De acordo com estes autores entende-se por microcosmos sistemas genéricos de teste, com um volume inferior a 15 m<sup>3</sup>, nos quais a composição das espécies e as variáveis abióticas são criadas/manipuladas pelo operador. Deste modo, os alunos terão a oportunidade de compreender como uma massa de água poderá ficar em estado eutrófico em função da poluição provocada por actividades de origem antropogénica, comprometendo a qualidade ambiental desse recurso natural. Em simultâneo, serão também conduzidos a descobrir a forma como organismos existentes no sistema, pertencentes a diferentes níveis tróficos, podem interferir no processo da **eutroficação** e como a interacção entre eles pode servir de factor de melhoria ou agravamento da qualidade da água.

### **2.1. Material necessário**

O material usado para a actividade experimental deverá ser o seguinte:

## Capítulo 2

Material de laboratório: água da torneira; recipientes de 20 ou 5L (baldes/garrações de água); 4 aquários de pequenas dimensões (10-20 L); copos graduados (250 mL); etiquetas e lápis/caneta de acetato; 4 vasos pequenos; terra para vasos; fertilizante para plantas (químico ou natural); sementes para germinar (e.g. milho); 1 agulha para furar a base dos vasos; *kits* de análise de água ou espectrofotómetro (determinação da cor, nutrientes); bombas de arejamento; máquina fotográfica; candeeiros de secretária.

Material biológico: amostra de água (inoculo) de um sistema dulçaquícola próximo da escola (de preferência eutrófico); pulgas-de-água (*Daphnia magna*, ou outra espécie do género *Daphnia*)<sup>3</sup>, que poderão ser solicitadas numa Universidade da região; peixes de aquário (e.g. peixe-dourado ou peixe-vermelho de aquário, *Carassius auratus*), acessíveis em qualquer loja de aquariofilia.

### 2.2. Montagem dos microcosmos e condições iniciais

A actividade deverá iniciar-se com a colocação de 40 L de água da torneira em recipientes (baldes ou garrações de água), no qual se deverá promover uma adequada circulação de ar usando bombas de arejamento de aquário, com o intuito de conduzir à volatilização do cloro dissolvido para a atmosfera. Este procedimento é imprescindível, uma vez que se pretende criar uma simulação o mais real possível de um sistema aquático, na presença de vários elos tróficos (fitoplâncton, zooplâncton e peixes), para os quais a concentração de cloro residual poderia ser fatal.

Após 24 horas (no mínimo) de arejamento da água nos recipientes, deverão colocar-se 10 L dessa água em cada um dos 4 aquários preparados para a actividade (identificados com etiquetas - A, B, C e D) (Figura 2). Adicionalmente, deverá ser introduzido, em cada aquário, cerca de 200 mL de água recolhida numa massa de água doce próxima da escola, a qual irá conter algumas células algais (fitoplâncton), características de todos os sistemas lacustres, funcionando assim como um inóculo de algas. A ideia é permitir o estabelecimento de um nível de **fitoplâncton** de base para a experiência, ao fim de um período de uma semana (ver protocolo). Este inóculo poderá ser recolhido num rio, lago ou lagoa (idealmente eutrófica), próximo da escola, ou solicitado ao Departamento de Biologia de uma Universidade da região. Posteriormente, os aquários

---

<sup>3</sup> <http://www.sacsplash.org/critters/daphnia.htm>



deverão ser expostos a luz constante, já que o desenvolvimento das algas está directamente relacionado com a intensidade de radiação (Wetzel, 1993). Sugere-se a utilização de luz artificial (por ex. candeeiros de secretária com lâmpadas fluorescentes ou economizadoras), pois permitirá que todos os aquários permaneçam nas mesmas condições de luminosidade, já que experiências prévias por nós realizadas na presença da luz natural que penetra no interior dos edifícios não revelaram os efeitos de crescimento algal desejados.

De forma a mimetizar uma situação de **eutroficação** causada pela acção humana, sobretudo em contextos agrícolas, pretende-se simular a entrada regular de nutrientes no sistema de aquários. Para tal, estes deverão ser colocados sob vasos com terra e adubo (fertilizante químico ou natural) que serão regados dia sim, dia não (com cerca de 100-150 mL de água da torneira). Os vasos deverão ser furados na base de forma a deixar cair o lixiviado (percolação da água através do solo) nos aquários. Para tornar a experiência mais realista (e cativar a atenção dos alunos), poderão colocar-se cerca de 5 sementes de milho ou outra planta no solo e deixá-las germinar ao longo da experiência (ver Figura 2). Deste modo, será simulada a poluição de origem agrícola através da lixiviação/percolação dos fertilizantes aplicados nos campos de cultura. A partir desta altura, estarão criadas as condições desejadas para o início da experiência. Portanto, este momento deverá ser considerado o tempo zero (dia 0 da experiência).

É previsível que o crescimento algal seja lento na fase inicial, sobretudo se for usado fertilizante químico (possui alguns compostos nocivos que demorarão a desaparecer). O fertilizante natural é potencialmente menos nocivo mas produz um odor mais intenso e desagradável. É também importante proporcionar condições de iluminação adequadas (ver acima) e arejamento constante (deverão ser usadas bombas de arejamento), já que este permite a re-mistura mecânica da água e uma oxigenação adequada (impedindo o crescimento de bactérias nocivas). Proporcionando condições iniciais adequadas, é expectável que ao fim de uma semana seja já perceptível um crescimento algal que permita passar à segunda fase da experiência (ver abaixo).

### 2.3. Manipulação experimental dos elos tróficos

Uma semana (dia 7) após a montagem do sistema de aquários (microcosmos) serão introduzidas, em cada aquário, algumas variáveis biológicas com o intuito de se criarem diferentes condições experimentais que visam a simulação de **teias tróficas** simplificadas, com um número crescente de **elos tróficos**. Para o efeito, é importante que os alunos sejam familiarizados previamente com o conceito de **teias tróficas** dos ecossistemas dulçaquícolas. O professor/formador pode introduzir o conceito solicitando posteriormente aos alunos que façam uma pesquisa sobre as características e hábitos de vida dos grupos mais representativos de cada nível trófico. Este conhecimento é fundamental para que compreendam que a poluição orgânica, promotora do desenvolvimento do **fitoplâncton** e subsequentemente do processo de **eutroficação**, afecta também as intrincadas relações entre as diferentes componentes da teia alimentar (e que o recíproco também é verdade).

O procedimento experimental deverá ser o seguinte:

**Aquário A** – Não se introduz qualquer variável biológica, para que o sistema se mantenha constante ao longo de todo o ensaio (controlo negativo). Um aquário adicional, sob o qual se pode colocar um vaso com solo sem adição de fertilizante, poderá ser usado como um outro controlo negativo. Este permitirá que os alunos associem, de forma mais directa, o excesso de fertilizantes que atinge os sistemas de água doce com as actividades agrícolas. Contudo, esta opção não foi tomada no presente trabalho de forma a não complicar o desenho experimental; sendo por isso uma opção que deve ser reservada para alunos de faixas etárias superiores.

**Aquário B** - Adição de zooplâncton – estabelecimento de uma população de herbívoros (crustáceos do género *Daphnia*).

**Aquário C** - Adição de zooplâncton e peixe (densidade baixa – 1 peixe em 10 L).

**Aquário D** - Adição de zooplâncton e peixes (densidade alta – 3 peixes em 10 L).

O uso de pulgas-de-água (*Daphnia*) permitirá a familiarização dos alunos com um grupo de organismos (micro-crustáceos planctónicos) que é normalmente desconhecido. Estes organismos, que fazem parte do **zooplâncton** de água doce, alimentam-se de algas microscópicas (fitoplâncton), controlando assim a biomassa algal e outras partículas finas em suspensão, proporcionando, por sua vez, alimento aos peixes (Dodson e Hanazato,

1995; Scheffer, 1998). A contaminação de lagos e lagoas pode afectar a integridade destas ligações alimentares (elos tróficos), gerando o desequilíbrio nesses ecossistemas, como é exemplo o descontrolo da proliferação de algas (agravado pela entrada de nutrientes no sistema), contribuindo para o processo de **eutroficação**. Apesar de qualquer espécie de *Daphnia* ser elegível para a experiência, recomenda-se o uso de *Daphnia magna*, dado ser uma espécie de grandes dimensões e, por isso, mais fácil de manusear pelos alunos. Adicionalmente, este cladóceros possui uma grande capacidade filtradora, que lhe permite reduzir a biomassa algal a níveis muito reduzidos (e perceptíveis visualmente), dada a sua tolerância para baixos níveis de alimento (Gliwicz, 1990; Kreutzer e Lampert, 1999). No caso dos peixes, recomendamos o vulgar peixe-dourado (*Carassius auratus*), dada a facilidade de obtenção em lojas de aquarofilia.

Uma semana (dia 14) após a introdução das variáveis biológicas, com a criação de **teias tróficas simples**, dar-se-á como concluída a actividade experimental, caso as condições de luminosidade e temperatura tenham sido mantidas. Nos dias 7 (antes da introdução das variáveis biológicas) e 14 deverão ser removidos, com a ajuda de um copo graduado, cerca de 250 ml de água de cada um dos aquários, de forma a analisar vários parâmetros de qualidade da água. As amostras de água devem ser congeladas (-20°C) caso a determinação química não possa ser realizada de imediato, sendo que a extracção de clorofila *a*, deverá ser sempre efectuada logo após a recolha das amostras. Nesta fase, o professor/formador deverá adaptar o protocolo ao grupo etário e às condições laboratoriais da escola. Para alunos de níveis etários superiores recomenda-se a determinação da concentração das formas inorgânicas de azoto (amónia – NH<sub>3</sub>, nitratos – NO<sub>3</sub><sup>-</sup> e nitritos – NO<sub>2</sub><sup>-</sup>; em mg N/L) e fósforo (ortofosfatos solúveis – PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>; mg P/L), turbidez e cor da água. Estes parâmetros poderão ser analisados recorrendo à utilização de *kits* comerciais de análise de água ou através de métodos espectrofotométricos relativamente simples. Idealmente, deverá também ser determinada a clorofila *a*, indicadora da biomassa fitoplanctónica (ver protocolo complementar em anexo). No entanto a determinação deste parâmetro exige um espectrofotómetro de luz visível que poderá não estar disponível em escolas de Ensino Básico e/ou Secundário. Obrigatoriamente, deverá ser feito o registo visual da evolução dos aquários (dia sim, dia não, aquando da rega dos vasos) e, se possível, um registo fotográfico da sua evolução temporal. A simples visualização da variação de cor da água dos aquários será suficiente para avaliar o papel de cada uma das

## Capítulo 2

variáveis introduzidas na variação deste parâmetro. Por outro lado, a observação motivará os alunos a formularem novas questões desenvolvendo desta forma o seu pensamento crítico.

### 3. Resultados expectáveis

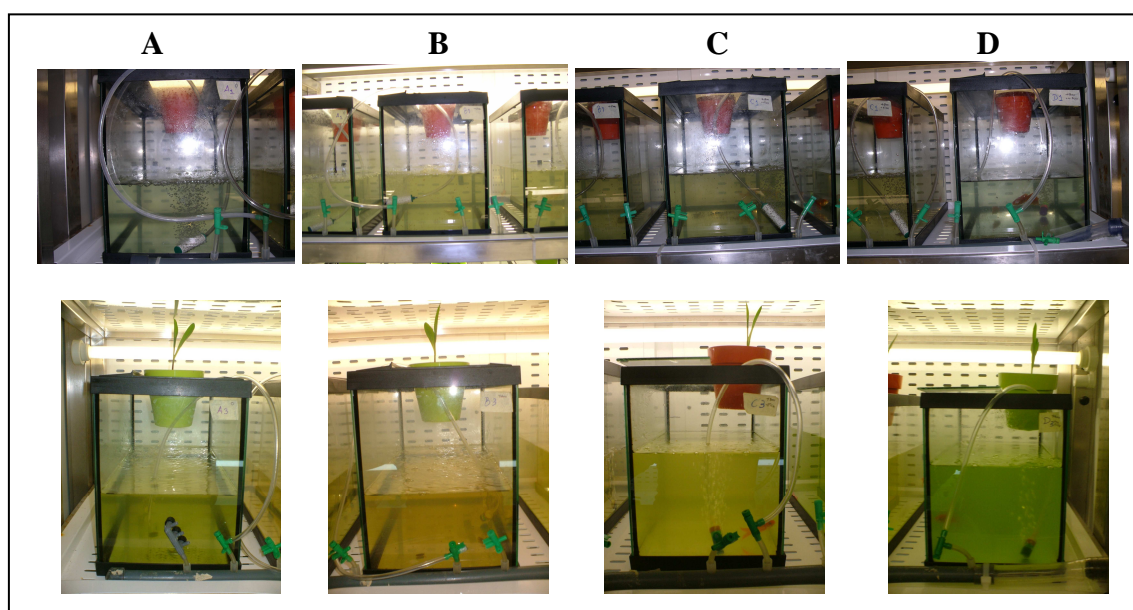
A produção do protocolo (em anexo) para a realização da actividade foi precedida de um ensaio experimental realizado no Departamento de Biologia da Universidade de Aveiro, de forma a ilustrar os resultados espectáveis (ver mais adiante), assim como analisar as dificuldades que os professores/formadores poderão sentir durante a actividade. Os resultados aqui descritos poderão ainda ajudar na interpretação dos resultados alcançados com a actividade experimental. É aconselhável que esta informação prévia não seja facultada aos alunos antes ou durante a actividade.

A experiência levada a cabo pela autora foi em tudo semelhante ao protocolo descrito em anexo, com excepção no número de aquários usados em cada tratamento; tentando demonstrar, de forma mais peremptória, os fenómenos pretendidos, utilizámos 3 aquários por cada tratamento experimental (A-D), possibilitando assim o tratamento estatístico dos dados obtidos. Entende-se por tratamento experimental cada aquário ou conjunto de aquários sujeito às mesmas condições experimentais (variáveis manipuladas pelos experimentadores); deste modo, um conjunto de aquários onde foram introduzidos peixes e outro onde não o foram constituem dois tratamentos experimentais distintos. A opção de aumentar o número de réplicas poderá também ser tomada em função dos recursos disponíveis na escola e da faixa etária dos alunos.

#### 3.1. Tratamento estatístico dos dados

De forma a cumprir os pressupostos da estatística inferencial paramétrica (normalidade dos dados e homogeneidade de variâncias entre tratamentos), foram aplicadas transformações matemáticas para o efeito. Para a turbidez, foi aplicada a transformação  $x' = \sqrt{x + 0.5}$  e nas restantes variáveis foi empregue a transformação  $x' = \log_{10}(x + 1)$ . A variável fósforo inorgânico ( $\text{PO}_4^{3-}$ ) não foi alvo de transformação, já que nenhuma das operações melhorou a sua normalidade ou homogeneidade de variâncias.

Análise estatística: para cada variável quantificada, empregou-se uma Análise de Variâncias para Medições Repetidas (RM-ANOVA) que permite testar a significância dos factores individuais (TEMPO e TRATAMENTO), assim como a sua interacção. A ANOVA do tipo (RM) justifica-se pois as observações efectuadas aos 7º e 14º dia não são independentes, na medida em que constituem medições repetidas sobre os mesmos sujeitos experimentais (neste caso, os aquários). Nos casos em que se registou uma interacção significativa entre tempo (7 *versus* 14 dias) e tratamento (A, B, C, D), empregou-se adicionalmente uma Análise de Variância Unifactorial (ANOVA DE UMA VIA) com o factor TRATAMENTO, para cada um dos tempos de medição (dia 7 e dia 14) de forma independente. Nos casos em que se observaram diferenças significativas entre os tratamentos, foi empregue um teste de Tukey para permitir compreender que tratamentos eram diferentes entre si (a ANOVA apenas indica se são ou não diferentes). O nível de significância convencionado para definir se os efeitos foram estatisticamente diferentes foi de 0,05 (i.e. 5%); se a probabilidade dos tratamentos serem iguais for inferior a 0,05, consideramos que eles são significativamente diferentes.



**Figura 2:** Desenho experimental no dia 7 (em cima) e no dia 14 (em baixo), após a introdução diferencial de várias variáveis biológicas (elos tróficos) nos aquários A, B, C e D. Note-se, ao dia 14, a diferença de cor entre os tratamentos (A-D; ver texto para explicação mais detalhada). O vaso colocado no topo do aquário pretende simular a lixiviação/percolação dos fertilizantes agrícolas, por acção da água da rega.

### 3.2. Análise dos resultados obtidos

A primeira semana da experiência destinou-se meramente a permitir o crescimento do fitoplâncton (algas). O aumento de coloração verde em todos os aquários (sistemas em iguais condições iniciais) nos primeiros 7 dias demonstrou que o crescimento e a reprodução das algas (fitoplâncton) foram estimulados pela adição de nutrientes (no caso da nossa experiência, foi usado fertilizante químico). Esta ocorrência é confirmada pelas análises químicas que mostram concentrações de clorofila *a* (Figura 3) equivalentes nos quatro sistemas (confirmado por ferramentas de análise estatística, ver abaixo). As concentrações de azoto ( $\text{NH}_3 + \text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$ ) e fósforo ( $\text{PO}_4^{3-}$ ) inorgânico (Figura 3) elevadas (características de lagos em estado hipereutrófico<sup>4</sup>, *vide* Wetzel, 1993) indicam que os sistemas foram alvos de adição de nutrientes (via rega). Os gráficos do lado esquerdo da Figura 3 (condição inicial – 7º dia da experiência) apresentam alguma variabilidade entre aquários nas mesmas condições [e.g. aquário D, concentração de azoto inorgânico dissolvido (AID)], o que é perfeitamente normal em sistemas biológicos e deriva de diferenças na preparação dos vasos, do sucesso do inóculo inicial, ou outras condicionantes aleatórias etc..

Para mais facilmente observar as diferenças entre o 7º e o 14º dia (após a introdução das variáveis biológicas), considerou-se o valor médio de cada parâmetro (registado em todas os aquários), no 7º dia, como referência para comparação (ver linha tracejada na Figura 3). No 14º dia, sete dias após a introdução de zooplâncton herbívoro e peixes nos aquários B, C e D (o aquário A serviu como sistema de controlo, não tendo sido alvo de nenhuma intervenção), observou-se o seguinte (apoiado em evidências estatísticas) (Figura 3):

- A turbidez aumentou significativamente com o tempo ( $p=0.001$ ), independentemente do tratamento (interacção não significativa,  $p=0.071$ ); não foram registadas diferenças significativas entre os tratamentos ( $p=0.307$ ).
- A concentração de azoto inorgânico ( $\text{NH}_3 + \text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$ ) aumentou significativamente com o tempo ( $p=0.004$ ), independentemente do tratamento (interacção

---

<sup>4</sup> Estado Hipereutrófico: enriquecimento máximo de nutrientes; número excessivo de algas microscópicas e plantas aquáticas

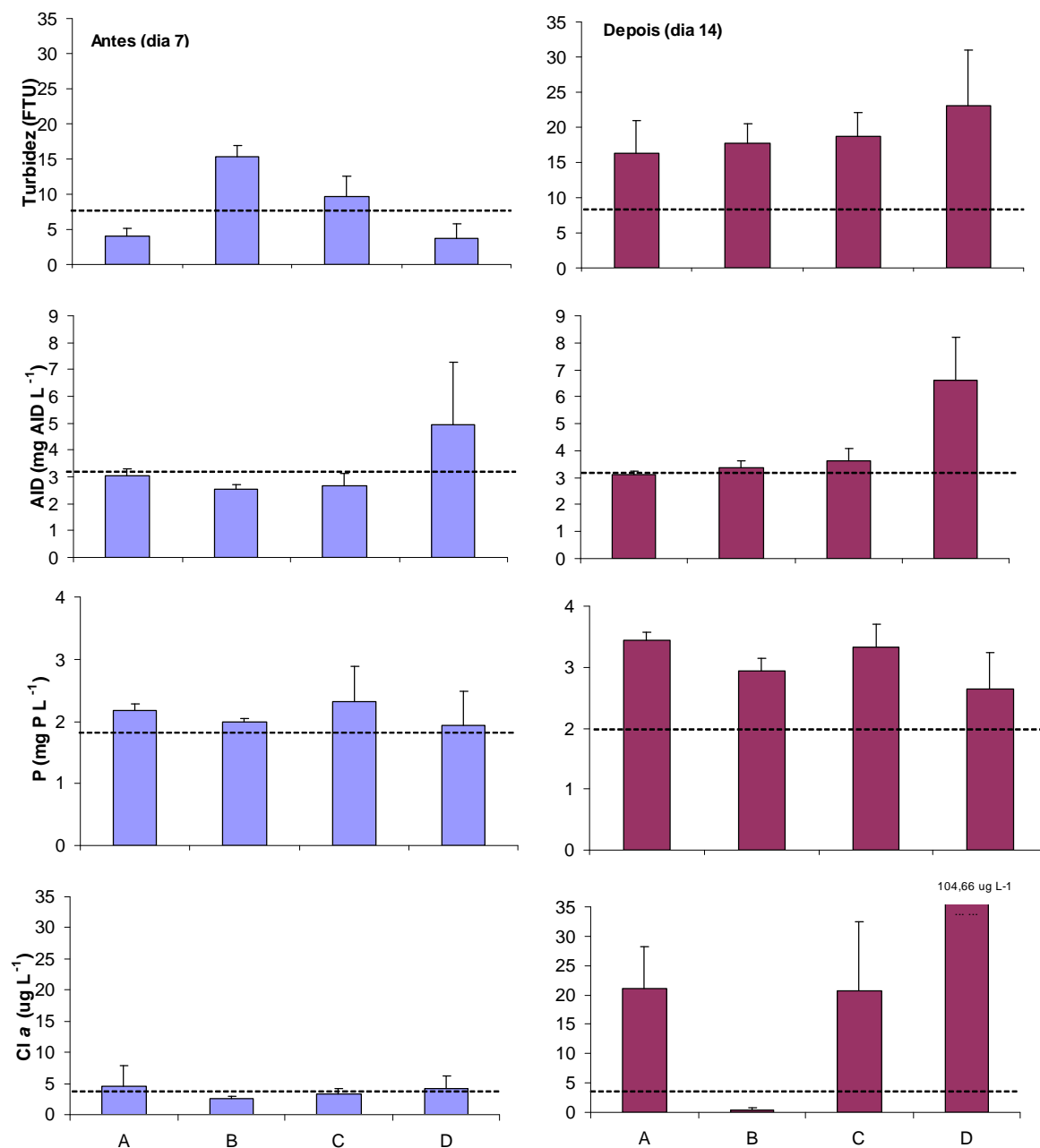
não significativa,  $p=0.225$ ); não foram registadas diferenças significativas entre os tratamentos ( $p=0.186$ ), apesar do valor mais elevado de azoto inorgânico em D.

- A concentração de fósforo inorgânico ( $\text{PO}_4^{3-}$ ) aumentou significativamente com o tempo ( $p<0.001$ ), independentemente do tratamento (interacção não significativa,  $p=0.307$ ); não foram registadas diferenças significativas entre os tratamentos ( $p=0.685$ ).

- A variação na clorofila *a* apresentou uma inter-dependência entre os factores Tratamento e Tempo (interacção significativa,  $p=0.025$ ); concordantemente com a interacção significativa observada, registou-se diferenças significativas entre tratamentos para o dia 14 ( $p=0.009$ ), mas não para o dia 7 ( $p=0.976$ ); o teste de Tukey aplicado ao dados do dia 14 revelou que o tratamento B (acção da herbivoria do zooplâncton) é significativamente diferente de A, C e D, mas não se observaram quaisquer diferenças entre os tratamentos A, C e D, muito provavelmente por causa da grande variabilidade dos dados.

A interpretação estatística dos resultados tem um significado biológico (ver abaixo), cujas consequências foram perceptíveis visualmente (ver Figura 2).

## Capítulo 2



**Figura 3:** Evolução temporal dos vários parâmetros indicadores da qualidade da água observados nos aquários A, B, C e D. Os gráficos do lado esquerdo representam as concentrações verificadas no 7º dia e os do lado direito as concentrações verificadas no 14º dia. A linha a tracejado amarelo representa o valor médio de cada parâmetro avaliado em cada um dos aquários no 7º dia. AID e P referem-se ao azoto inorgânico dissolvido e ao fósforo inorgânico.



### 3.3. Interpretação dos resultados obtidos

A evolução temporal dos diferentes tratamentos experimentais é esclarecedora. Sob condições de elevada disponibilidade de nutrientes (disponibilizados pela água de rega dos vasos + fertilizante), o fitoplâncton desenvolve-se e cresce lentamente até os aquários obterem uma cor verde ligeiramente perceptível (7º dia). Com a continuação da experiência, o nível de nutrientes (N e P) sobe e a turbidez aumenta em todos os tratamentos (Figura 3). Apesar do nível de nutrientes ser idêntico em todos os aquários, o crescimento do fitoplâncton (medido sob a forma de concentração do pigmento fotossintético clorofila *a*) e as consequentes alterações visuais são muito diferentes entre os tratamentos A, B, C e D (Figuras 2 e 3). A água do aquário B apresentava a coloração mais tênue, comprovando os resultados da concentração de clorofila *a* que indicavam uma diminuição da biomassa algal do 7º para o 14º dia. Tal deve-se à capacidade filtradora do zooplâncton herbívoro (*Daphnia*), elo trófico intermédio e fundamental, que foi introduzido no 7º dia. Note-se que estes organismos foram capazes de controlar a biomassa algal apesar dos elevados níveis de nutrientes. Na ausência de herbivoria (aquário A), a biomassa fitoplanctónica quadruplicou nesse mesmo período (Figura 3). Já os aquários C e D (onde foram introduzidos zooplâncton e peixes) apresentavam os valores mais elevados de turbidez e concentração de clorofila *a*. Este fenómeno resulta da predação dos peixes sobre o zooplâncton (i.e., este último serve de alimento aos peixes), que anula o papel filtrador dos herbívoros no controlo da biomassa algal. Note-se ainda que, no caso do aquário D, o aumento do teor em clorofila *a* é vertiginoso (apesar de estatisticamente não significativo, devido a variações grandes entre aquários). Isto deve-se à elevada densidade de peixes que, para além do seu efeito na eliminação dos filtradores zooplanctónicos, contribuem ainda com nutrientes (via produtos de excreção) para o crescimento do fitoplâncton (consulte o gráfico do azoto inorgânico dissolvido – Figura 3).

### 4. Discussão e Conclusão

Os resultados obtidos na actividade experimental descrita neste capítulo permitem demonstrar as consequências do enriquecimento em nutrientes dos sistemas aquáticos, causado pela introdução de fertilizante. A concentração de fósforo inorgânico aumentou durante a experiência laboratorial, resultando num crescimento algal que foi perceptível pela coloração da água e pela concentração de clorofila *a* (nos aquários A, C e D). Esta ocorrência vem confirmar a ideia já referida por vários autores sobre o facto do fósforo ser o nutriente regulador do processo de **eutroficação**, na medida em que é o nutriente limitante do crescimento algal (inibido para concentrações inferiores a 0,05 mg/L) (Wetzel, 1993; Bertahas et al. 2006).

O controlo da **eutroficação** pelos organismos zooplancónicos é também demonstrado na experiência. *Daphnia* é um organismo filtrador que se alimenta predominantemente de microalgas que se desenvolvem, por sua vez, como resultado do incremento de nutrientes no ecossistema aquático. O processo de **eutroficação** é portanto, até certo ponto, vantajoso para os organismos que usam as algas como recurso alimentar. Nesta actividade, é expectável que a água do aquário B sofra alterações drásticas após a adição dos filtradores zooplancónicos, que são capazes de controlar efectivamente o crescimento do **fitoplâncton**. Este mecanismo *top-down* não é tão pronunciado quando não existe uma regulação eficaz por parte dos elos tróficos superiores, nomeadamente peixes, que é o que pretendem ilustrar os aquários C e D. Os peixes, principalmente em grande densidade (caso do aquário D) exercem a sua acção predadora sobre o **zooplâncton** até ao ponto de este não conseguir controlar o crescimento fitoplanctónico, favorecendo uma situação de água extremamente turva (com todas as consequências nefastas que daí derivam – ver Introdução).

A actividade proposta não é mais do que um ponto de partida para uma das abordagens possíveis ao tema **eutroficação**. Não obstante a simplicidade da mesma e as fracas exigências em termos de material laboratorial, o que facilita a sua dinamização, é importante ter em atenção alguns aspectos, que podem comprometer a obtenção dos resultados esperados. No entanto tal facto não deve ser encarado como um constrangimento, na medida em que pode ser uma forma de contribuir para o pensamento

crítico dos alunos, ao oferecer-lhes a oportunidade de repensar o desenho experimental. Assim é importante que se crie em todos os aquários as mesmas condições iniciais, devendo haver um acompanhamento contínuo dos mesmos. A falta de luz, arejamento ou temperatura adequada, poderá atrasar ou impedir o desenvolvimento do fitoplâncton do inoculo, o que irá comprometer os passos seguintes do procedimento experimental. Assim, e em contexto de sala de aula, onde as condições por vezes não são as ideais, deverão ser garantidas, especialmente, condições de luminosidade adequada em todos os aquários, assim como arejamento constante numa frase prévia, de forma a libertar todo o cloro presente na água da torneira, assim como durante o ensaio para não comprometer as boas condições fisiológicas ou até mesmo a vida dos organismos introduzidos (pulgas-de-água e peixes). Não esquecer que, no decorrer da actividade, a abordagem observar/questionar/reflectir, deverá ser sempre privilegiada.

### Referências Bibliográficas

- Annadotter H., Cronberg G., Aagren R., Lundstedt B., Nilsson P.-A. e Ströbeck S. (1999). Multiple techniques for lake restoration. *Hydrobiologia* 395/396: 77-85.
- Bertahas I., Dimitriou E., Karaouzas I., Laschou S. e Zacharias I. (2006) Climate change and agricultural pollution effects on the trophic status of a Mediterranean lake. *Acta Hydrochimica et Hydrobiologica* 342: 349-359.
- Brönmark C. e Hansson L.A. (1998). *The Biology of lakes and Ponds*. Oxford University Press, Oxford, UK.
- Campbell N.A. (1996). *Biology*, 4ª edição. The Benjamin/Cummings Publishing company, Inc. Califórnia, USA.
- Carpenter S.R., Cole J.J., Hodgson J.R., Kitchell J.F., Pace M.L., Bade D., Cottingham K.L., Essington T.E., Houder J.N. e Schindler D.E. (2001). Trophic cascades, nutrients, and lake productivity: whole-lake experiments. *Ecological Monographs* 71: 163-186.
- Carpenter S.R., Kitchell J.F. e Hodgson J. R. (1985). Cascading trophic interactions and lake productivity. *Bioscience* 35: 634-639.
- Castro B.B. (2007). *Ecologia e selecção de habitat em crustáceos zooplancónicos de lagos pouco profundos*. Dissertação para obtenção do Grau de Doutor. Universidade de Aveiro, Aveiro, Portugal.
- Connel T. R. (1999). *Introduction to Ecotoxicology*. Blackwell Science. Oxford, UK.
- Crompton T.R. (1997). *Toxicants in the Aqueous Ecosystem*. John Wiley & Sons. England.
- Dodson, S.I. e T. Hanazato (1995) Comments on effects of anthropogenic and natural organic chemicals on the development of *Daphnia*, a key member of aquatic ecosystems. *Environmental Health Perspectives*. 103 (Special Supplement No. 4): 7-11.
- Fernandes M.J. (1999). *Modelação e simulação nas Lagoas de Quiaios*. Dissertação para obtenção do Grau de Doutor. Universidade do Algarve, Faro, Portugal.
- Figueiredo D., Gonçalves F., Azeiteiro U.M. e Pereira M.J. (2008). As cianobactérias: que seres peculiares! In F. Gonçalves, R. Pereira, U. Azeiteiro, M.J. Pereira, (eds.), *Actividades práticas em Ciências e Educação Ambiental* (inclui conteúdo electrónico em suporte CD). Editora Piaget, Lisboa. Pp. 211-224.
- Gleick P.H. (1993). An introduction to global fresh water issues. In Gleick, P. H. (ed.) *Water in crisis. A guide to the World's fresh water resources*. Oxford Univ. Press: 3-12.
- Gliwicz Z.M. (1990). Why do cladocerans fail to control algal blooms? *Hydrobiologia* 200/201, 83-98

- Gonçalves A. M.M., Antunes S. e Gonçalves F. (2008). The input of nutrients in freshwater ecosystems – a simulation of the eutrophication process. In U. Azeiteiro, F. Gonçalves, R. Pereira, W. Leal-Filho, M.J. Pereira, F. Morgado (eds.), Science and Environmental Education. Towards the integration of science education, experimental science activities and environmental education. Peter Lang Publishing Group, Frankfurt am Main, Germany Pp 209-225.
- Jeppesen E., Søndergaard M., Mazzeo N., Meerhoff M., Branco C.C., Huszar V. e Scasso F. (2005). Lake restoration and biomanipulation in temperate lakes: relevance for subtropical and tropical lakes. *In* Restoration and Management of tropical Eutrophic Lakes. *Edited by* V.M. Reddy. Science publishers, Inc., New Hampshire. Pp. 331-359.
- Kreutzer C. e Lampert W. (1999). Exploitative competition in differently sized *Daphnia* species: a mechanistic explanation. *Ecology* 80: 2348-2357.
- Mason C. F. (1996). Biology of Freshwater Pollution. 3ª edição. Longman. UK.
- McQueen D.J., Johannes M.R.S., Post J.R., Stewart T.Y. e Lean D.R.S. (1989). Bottom-up and top-down impacts on freshwater pelagic community structure. *Ecological Monographs* 59: 289-310.
- Moss B. (1992). The scope for biomanipulation for improving water quality. *In* Eutrophication: Research and application to Water Supply. In D. W. Sutcliffe and J. G. Jones (eds.). Freshwater Biological Association, UK. Pp 71-81.
- Moss B., Madgwick J. e Phillips G. (1996). A Guide to the Restoration of nutrient-Enriched Shallow lakes. Broads Authority, Environment Agency and EU Life Programme, Norwich, UK.
- Oliver R.L. e Gane G.G. (2000). Freshwater Blooms. In The Ecology of Cyanobacteria- their diversity in time and Space. B. A. Whitton & M. potts. Kluwer Academic publishers. Dordrecht. Pp. 149-194
- Pace M.L., Cole J.J., Carpenter S. R. e Kitchell J. F. (1999). Trophic cascades revealed in diverse ecosystems. *Trends in Ecology and Evolution* 14: 483-488.
- Paine R.T. (1980). Food webs: linkage interaction strength, and community infra-structure. *Journal of Animal Ecology* 49: 667-685.
- Pereira R., Soares A.M.V.M., Ribeiro R. e Gonçalves F. (2005). Public attitudes towards the restoration and management of lake Vela (Central Portugal). *Fresenius Environmental Bulletin* 14 (4): 273-281.
- Scheffer M. (1998). Ecology of Shallow Lakes. Chapman & Hall, London, UK.
- Shapiro J. e Wright D.I. (1984). Lake restoration by biomanipulation: round lake, Minnesota, the first two years. *Freshwater Biology* 14: 371-383.

## Capítulo 2

- Sungur S., Tekkaya C. e Geban, O. (2006). Improving achievement through problem based learning. *Journal of Biological Education* 40(4): 155-160.
- Tessier J. (2003). Applying plant Identification Skills. To actively learn the scientific method. *The American Biology Teacher* 65(1): 25-29.
- Van Den Brink P. J., Tarazona J. V., Solomon K. R., Knacker T., Van Den Brink N. W., Brock T. C. M. e Hoogland J. P. (Hans) (2005). The use of terrestrial and aquatic microcosms and mesocosms for the ecological risk assessment of veterinary medical products. *Environmental Toxicology and Chemistry* 24(4): 820-829.
- Vivas J. e Pereira J.L. (2008). Influência das actividades humanas nos ecossistemas – currículo alternativo. In F. Gonçalves, R. Pereira, U. Azeiteiro, M.J. Pereira, (eds.), *Actividades práticas em Ciências e Educação Ambiental* (inclui conteúdo electrónico em suporte CD). Editora Piaget, Lisboa, Pp. 137-151.
- Wetzel R. G. (1993). *Limnologia*. Edição da Fundação Calouste Gulbenkian. Lisboa.

## Considerações Finais

---





### **Considerações Finais**

A eutroficação da Lagoa da Vela, resultante de actividades agro-pecuárias e, em menor escala, da sua utilização não controlada para a prática de actividades recreativas, tem colocado em causa a sobrevivência deste ecossistema. O excessivo enriquecimento em nutrientes (especialmente azoto e fósforo) tem vindo a desregular a actividade biológica, deteriorando a qualidade da água da Lagoa (Fernandes, 1999; Abrantes et al., 2006). A par disso, a introdução/proliferação de peixes alienígenas (como a perca-sol - *L. gibbosus*), em detrimento de espécies indígenas, tem acelerado e agravado o processo de eutroficação (Castro, 2007).

A compreensão do funcionamento e dinâmica do ecossistema da Lagoa da Vela e das variáveis que controlam o equilíbrio entre os diferentes níveis tróficos é fundamental para que se possam delinear medidas de recuperação do maior lago de água doce de origem natural existente em Portugal. Movido por esta necessidade, surgiu o programa de trabalhos presente nesta dissertação, que se propôs avaliar a importância relativa de alguns factores (abióticos e bióticos) que contribuem para o actual estado da Lagoa. Todavia, e tal como tem sido demonstrado em diversas acções a nível mundial, o sucesso dos planos de recuperação/conservação de sistemas/recursos naturais, ou de acções específicas dentro destes planos, depende igualmente da aceitação e do envolvimento das populações locais e de todos os interessados (Hartup et al., 1994; Rhoads et al., 1999; Connelly et al., 2002; Sekhar, 2003; Nhyus and Tislon, 2004; Pavlikakis e Tsihrintzis, 2006). Para o efeito são da maior importância as acções de formação e sensibilização ambiental junto do público-alvo. Segundo Pereira et al. (1997), estas servem para demonstrar que a preservação e melhoria dos recursos disponíveis passam também por alterações nas atitudes e comportamentos públicos e pela cedência relativamente a alguns usos e actividades que fazem parte dos hábitos locais. Contudo, traduzir os resultados de investigação científica em informação útil para o público (populações locais) em geral e para todos os interessados no ecossistema em questão (e.g. proprietários de terrenos circundantes) nem sempre é uma tarefa fácil para a comunidade científica (Chin et al., 2008). Esta dissertação alicerçou-se assim nesta dicotomia entre investigação e formação da população local da zona limítrofe da Lagoa da Vela, admitindo que a educação pode ter um papel importante nas percepções,

## **Considerações finais**

mudanças de atitudes e comportamentos humanos (Chin et al., 2008). Para o efeito, foi desenvolvida uma actividade de ensino-aprendizagem, de carácter experimental, que pode ser desenvolvida em contexto formal de sala de aula, nas escolas da região, ou em contexto informal, em acções direccionadas ao público em geral. Neste último caso, dever-se-ia adoptar uma estratégia mais demonstrativa, na medida em que o tempo disponível pode ser um factor limitante. A actividade desenvolvida, demonstrou claramente como a entrada de nutrientes, por lixiviação a partir do solo, altera a qualidade química da água, contribuindo para o desenvolvimento da comunidade fitoplanctónica da lagoa, isto é para a eutroficação do sistema. Esta situação é ainda potenciada pela introdução de espécies alienígenas e vorazes de peixes planctívoros, que controlam de forma negativa a comunidade zooplanctónica (consumidores secundários) impedindo-os de controlar o desenvolvimento algal. A actividade é simples e requer baixos recursos laboratoriais, pelo que pode ser levada a cabo em todas as escolas de ensino básico e secundário local, sendo ilustrativa da forma como as actividades antropogénicas dominantes na área (agricultura e introdução de espécies alienígenas de peixes para pesca desportiva) tem contribuído para a degradação da lagoa. Esta actividade vem ainda de encontro à consulta pública efectuada à população local da Lagoa da Vela, a qual havia reconhecido a importância do desenvolvimento de actividades de educação ambiental a par com a investigação científica na zona (Pereira et al., 2005).

Em suma, o ponto inovador da actividade proposta é que permite aos jovens e crianças em idade escolar compreender que os seres vivos que habitam os sistemas de água doce interagem com o processo de eutroficação, podendo funcionar também como amenizadores (zooplâncton) ou como responsáveis pelo agravamento (peixes) do estado do sistema. Do equilíbrio entre os factores bióticos é que resulta a maior ou menor capacidade do sistema em fazer face aos desequilíbrios causados.

Muito claramente a recuperação de ecossistemas lagunares deve basear-se em princípios científicos claros. Castro (2007) tinha já verificado que na Lagoa da Vela a predação dos peixes seria um dos principais factores responsáveis pela regulação da comunidade zooplanctónica, e indirectamente pela qualidade da água daquele ecossistema. A comunidade piscícola da Lagoa tem sofrido alterações progressivas (consequência da invasão por espécies alienígenas), as quais têm acompanhado a degradação da qualidade da água a todos os níveis. Deste modo, a Lagoa da Vela enfrenta uma evidente degradação

ambiental, consubstanciada na deterioração da qualidade da água, mas também na perda de diversidade (por acção directa da eutroficação e por intermédio da homogeneização biótica – via invasão de espécies alienígenas). A comunidade de peixes tem particular importância enquanto reguladora e são vários os estudos que demonstram o seu efeito sobre os níveis tróficos inferiores e na qualidade geral da água (Hrbáček et al., 1961; Brooks e Dodson, 1965; Shapiro et al., 1975; Schriver et al., 1995; Beklioglu e Moss, 1996; Williams e Moss, 2003; Vakkilainen et al., 2004; Miracle et al., 2007). A manipulação da comunidade piscícola apresenta, por isso, vantagens no combate a alguns dos efeitos da eutroficação (crescimento algal exagerado e associada turbidez) e potencial para mitigar a invasão de espécies alienígenas.

A biomanipulação da comunidade de peixes tem-se mostrado como uma das medidas mais bem sucedidas de recuperação de lagos que enfrentam graves problemas de eutroficação (Scheffer, 1998). Partindo da hipótese de que a biomanipulação na Lagoa da Vela podia ser, a longo prazo, uma ferramenta válida para a recuperação da Lagoa, era necessário estudar o efeito da pressão predatória da principal espécie de peixe alienígena sobre alguns parâmetros da qualidade da água. A hipótese de partida era a de que a remoção de peixes planctívoros evitaria o declínio de zooplâncton de grandes dimensões (como *Daphnia longispina*), permitindo o regresso parcial da Lagoa da Vela a um estado de água transparente, aliviando alguns dos efeitos da eutroficação. A experiência conduzida para fins demonstrativos (actividade experimental desenvolvida, capítulo 2) provou que, em teoria, este cenário é expectável. Contudo, a manipulação experimental levada a cabo na Lagoa concluiu ser impossível, pelo menos *in situ* e nas condições ambientais existentes na altura, a manutenção de uma comunidade de herbívoros (*Daphnia*) capaz de controlar a biomassa fitoplanctónica, algo que se verificou independentemente da densidade de predadores presentes na amostra. A experiência comprovou de forma inequívoca que a predação dos peixes só por si não explica o declínio da população *Daphnia longispina*. Na realidade o que ficou demonstrado é que a má qualidade da água da Lagoa da Vela é uma evidência e parece contribuir para a falha da regulação biológica (via herbivoria), o que enfraquece a capacidade do sistema para fazer face à eutroficação.

O trabalho realizado pretendeu contribuir para a procura de soluções que levassem à melhoria da saúde ambiental da Lagoa da Vela. Embora não se tivesse confirmado o

## **Considerações finais**

efeito de cascata trófica, continuamos convictos de que a biomanipulação se apresenta como uma ferramenta útil no apoio à recuperação da qualidade da água da Lagoa, devendo esta ser praticada, especialmente, no início da Primavera, aquando da fase de maior transparência. Uma reflexão mais aprofundada permite ainda concluir que, a par da biomanipulação, outros caminhos deverão ser seguidos. Na recuperação deste tipo de ecossistemas aquáticos, dominados pela pressão de fontes externas e internas de nutrientes, é fundamental controlar as escorrências, incrementar medidas de redução da aplicação de nutrientes em excesso, nos terrenos circunvizinhos à lagoa, que se acumulam muito certamente no sedimento, contribuindo para uma renovação constante dos mesmos para a coluna de água, e subsequente eutroficação do sistema, e também dar início à aplicação de códigos de boas práticas agrícolas. Consideramos também que a participação das populações é um factor fundamental no sucesso da gestão e recuperação destes recursos naturais. Nesse sentido, os programas de sensibilização e educação ambiental para avaliar a receptividade das populações locais às tentativas de resolução dos problemas de degradação da qualidade da água são de extrema importância, e um caminho a seguir como complemento a todas as outras medidas a aplicar.

Apesar de alguns insucessos, a presente dissertação possibilitou uma primeira abordagem à manipulação experimental e à avaliação dos efeitos dos peixes planctívoros sobre os níveis tróficos inferiores e sobre a qualidade da água. Apesar de bastantes evidências empíricas (estudos de campo) acumuladas, até agora não se havia manipulado experimentalmente as variáveis biológicas, de forma a estabelecer relações causa-efeito. No caso da Lagoa da Vela, adquire particular importância compreender o efeito potencialmente nefasto das espécies alienígenas e compará-lo ao das espécies nativas. Ulteriormente, interessará conseguir informação quanto à carga de peixe que a Lagoa pode comportar, bem como determinar o nível da densidade piscícola a partir do qual deixa de ser possível aos herbívoros controlarem a biomassa algal. Tal informação possibilitará o controlo da biomassa piscícola às autoridades competentes, num plano a longo prazo de manutenção da Lagoa. Só a manipulação experimental permitirá obter essa informação, e de uma forma específica para a Lagoa da Vela. Contudo, fica claramente demonstrada a existência de um problema a montante, relacionado com fontes difusas de contaminantes (pesticidas e fertilizantes), que compromete a qualidade da água da Lagoa. Qualquer problema de monitorização terá que resolver ambas as problemáticas: excesso de peixes e

presença de espécies indesejadas; *input* elevado de matéria orgânica e de contaminantes na coluna de água da Lagoa. Deste modo, estratégias futuras para a recuperação da integridade do ecossistema terão que ter em conta o conhecimento, as preocupações e os interesses da população local, assim como acções para aumentar a percepção de como as suas acções podem por em causa o sucesso das medidas a serem tomadas. Como defende Crumpacker (1998) ainda que a estratégia possa ser arriscada, ela poderá ser sempre reajustada ao longo de um processo adaptativo de recuperação/gestão do ecossistema, como forma a garantir o sucesso a longo prazo da gestão do ecossistema.

## Considerações finais

### Referências Bibliográficas

- Abrantes N., Antunes S.C., Pereira M.J. e Gonçalves F. (2006). Seasonal succession of cladocerans and phytoplankton and their interactions in a shallow eutrophic lake (Lake Vela, Portugal). *Acta Oecologica* 29(2006): 54-64.
- Beklioglu M. e Moss B. (1996). Mesocosm experiments on the interaction of sediment influence, fish predation and aquatic plants with the structure of phytoplankton and zooplankton communities. *Freshwater Biology* 36: 315-325.
- Brooks J.L. e Dodson S.I. (1965). Predation, body size and composition of plankton. *Science* 150: 28-35.
- Castro B.B. (2007). Ecologia e selecção de habitat em crustáceos zooplanctónicos de lagos pouco profundos. Dissertação para obtenção do Grau de Doutor. Universidade de Aveiro, Aveiro, Portugal.
- Chin, A., Daniels, M.D., Urban, M.A., Piégay, H., Gregory, K.J., Bigler, W., Butt, A.Z., Grable, J.L., Gregory, S.V., Lafrenz, M., Laurencio, L.R., Wohl, E. (2008). Perceptions of wood in rivers and challenges for stream restoration in the United States. *Environmental Management* 41: 893-903.
- Connelly, N.A., Knuth, B.A., Kay, D.L. (2002). Public support for ecosystem restoration in the Hudson River Valley, USA. *Environmental Management* 29(4): 467-476.
- Crumpacker, D.W. (1998). Prospects for sustainability of biodiversity based on conservation biology and US Forest Service approaches to ecosystem management. *Landscape and Urban Planning* 40: 47-71.
- Fernandes M.J. (1999). Modelação e simulação nas Lagoas de Quiaios. Dissertação para obtenção do Grau de Doutor. Universidade do Algarve, Faro, Portugal.
- Hartup, B.K. (1994). Community conservation in Belize: demography, resource use and participating landowners. *Biological Conservation* 69: 235-241.
- Hrbáček J., Dvorakova M., Korínek V. e Procháková L. (1961). Demonstration of the effect of the fish stock on the species composition of zooplankton and the intensity of metabolism of the whole plankton association. *Verhandlungen Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie* 14: 192-195.
- Miracle M.R., Alfonso M.T. e Vivente E. (2007). Fish and nutrient enrichment effects on rotifers in a Mediterranean shallow lake : a mesocosm experiment. *Hydrobiologia* 593: 77-94.
- Nyhus, P. e Tilson, R. (2004). Agroforestry, elephants and tigers: balancing conservation theory and practice in human dominated landscapes. *Agriculture, Ecosystems and the Environment* 104: 87-97.

- Pavlikakis, G.E. e Tsihrintzis, V.A. (2006). Perceptions and preferences of local populations in Eastern Macedonia and Thrace National Park in Greece. *Landscape and Urban Planning* 77: 1-16.
- Pereira R. (1997). Plano de Ordenamento e gestão das Lagoas das Braças e da Vela (Centro-Litoral). Dissertação para obtenção de grau de Mestre. Universidade de Coimbra, Coimbra, Portugal.
- Pereira R., Soares A.M.V.M., Ribeiro R. e Gonçalves F. (2005). Public attitudes towards the restoration and management of Lake Vela (Central Portugal). *Fresenius Environmental Bulletin* 14 (4): 273-281.
- Rhoads, B.L., Wilson, D., Urban, M.A. e Herricks E.E. (1999). interaction between scientists and nonscientists in community based watershed management: Emergence of the concept of stream naturalization. *Environmental Management* 24(3): 297-308.
- Scheffer M. (1998). *Ecology of Shallow Lakes*. Chapman & Hall, UK.
- Schriver P., Bøgestrand J., Jeppesen E. e Søndergaard M. (1995). Impact on submerged macrophytes on fish-zooplankton-phytoplankton interactions: large-scale enclosure experiments in a shallow eutrophic lake. *Freshwater Biology* 33: 255-270.
- Sekhar, N.U., (2003). Local attitudes towards conservation and wildlife tourism around Sariska Tiger Reserve, India. *Journal of Environmental Management* 120(3): 329-344.
- Shapiro J., Lamarra V. e Lynch M. (1975). Biomanipulation, na ecosystem approach to the lake restoration. In: P. Brezonik & L. Fox (eds.) *Proc. Symp. Water Quality Management Through Biological Control*. Univ. Florida Press. Gainesville. Florida. Pp. 85-96.
- Vakkilainen K., Kairesalo T., Hietala J., Balayla D.M., Bécares E., Van de Bund W.J., Van Donk E., Fernández-aláez M., Gyllström M., Hansson L. –A., Miracle M.R., Moss B., Room S., Rueda J. e Stephen D. (2004). Response of zooplankton to nutrient enrichment and fish in shallow lakes: a pan-European mesocosm experiment. *Freshwater Biology* 49: 1619-1632.
- Williams A.E. e Moss B. (2003). Effects of different fish species and biomass on plankton interactions in a shallow lake. *Hidrobiología* 491: 331-346.

**ANEXO**

---



# Quantificação espectrofotométrica da clorofila *a*

Método monocromático de Lorenzen (1967)

**Princípio do método** Os produtores primários fitoplanctônicos (microalgas e cianobactérias), unicelulares ou coloniais, são retidos intactos num filtro de poro 1,2  $\mu\text{m}$ , do qual é extraída (com acetona) e quantificada (por espectrofotometria) a clorofila *a* (pigmento universal em seres fotossintéticos). O método espectrofotométrico assenta na leitura dos extractos obtidos a 665 nm antes e após acidificação (a presença do ácido degrada a molécula de clorofila *a*), contabilizando uma para a turbidez da amostra (leitura a 750 nm). Este método permite minimizar a influência de pigmentos inactivos (feopigmentos) presentes na amostra.

**Referência** Lorenzen C.J. (1967). Determination of chlorophyll *a* and phaeopigments: spectrophotometric equations. *Limnology and Oceanography* **12**:343-346.

**Reagentes**

- acetona alcalinizada a 90% (V/V)  
diluir acetona (para análise) a 90% (9 partes de acetona para 1 parte de água destilada) e adicionar uma pequena quantidade de carbonato de sódio anidro ( $\text{Na}_2\text{CO}_3$ ) ou de magnésio ( $\text{MgCO}_3$ ); misturar vigorosamente e deixar repousar; desprezar resíduo.
- ácido clorídrico diluído (HCl 0,1 M)

**Material laboratorial**

- bomba de vácuo
- sistema de filtração (*kitasato*, *gukos*, funil e copo de filtração)
- filtros de fibra de vidro (poro 1-1,2  $\mu\text{m}$ )
- pinça
- proveta de 250-500 mL
- tubos de centrífuga de 15 mL (1 por amostra) envoltos em papel de alumínio
- pipeta graduada (10 mL) e *pompette*

- centrífuga [opcional]
- espectrofotómetro vis.
- *cuvettes* de 1 cm
- pipeta de plástico

## Procedimento

- a.* montar o sistema de filtração e ligar a bomba ao *kitasato*
- b.* colocar um filtro de fibra de vidro na base (funil) do sistema de filtração
- c.* aferir, com uma proveta, o volume desejado (100 a 500mL) da amostra e filtrar

## Filtração e extracção

- d.* dobrar o filtro com o resíduo filtrado e introduzi-lo num tubo de centrífuga
- e.* adicionar 10 mL de acetona alcalinizada com uma pipeta graduada e *pompette*
- f.* agitar o tubo de centrífuga e garantir que o filtro permanece totalmente submerso
- g.* colocar os tubos no frigorífico (a 4°C e no escuro) de um dia para o outro

- h.* no final da extracção, voltar a agitar os tubos
- i.* centrifugar os tubos a 3500RPM durante 5 minutos [opcional]
- j.* ajustar o zero de absorvância do espectrofotómetro a 750 nm com acetona
- k.* verter o extracto para outra *cuvette* e ler a absorvância a 750 nm ( $A_{750}$ )

## Doseamento

- l.* ajustar o zero de absorvância do espectrofotómetro a 665 nm com acetona
- m.* ler a absorvância do extracto a 665 nm ( $A_{665}$ )
- n.* adicionar 2 gotas de HCl diluído com o auxílio de uma pipeta de plástico
- o.* misturar (invertendo a *cuvette*) e esperar 2 minutos
- p.* ler a absorvância do extracto acidificado a 665 nm ( $A'_{665}$ )

*q.* obter  $E_{665} = (A_{665} - A_{750})$  e  $E'_{665} = (A'_{665} - A_{750})$

*r.* calcular a concentração em clorofila *a* (chl *a*) através da seguinte equação

Cálculo

$$\text{chl } a = \frac{26,7 \times (E_{665} - E'_{665}) \times v}{V \times l},$$

em que *v* é o volume de acetona utilizado na extracção (em mL),

*V* é o volume de amostra filtrado (em L) e *l* é o percurso óptico da cuvette (em cm)

*s.* expressar os resultados em µg/L ou mg/m<sup>3</sup>

## **Protocolo da actividade**

### **“Eutroficação de um ecossistema lacustre: factores bióticos e abióticos determinantes”**

A **eutroficação** é um dos maiores e mais comuns problemas de lagos, albufeiras e rios, colocando em causa a sobrevivência dos ecossistemas aquáticos e a qualidade de vida das populações. Este processo está associado ao enriquecimento dos ecossistemas aquáticos com nutrientes (matéria orgânica, fertilizantes), que promovem o desenvolvimento exagerado de algas microscópicas na coluna de água. Este fenómeno tem como consequência a diminuição da qualidade da água (cor, odor, transparência, pureza bacteriológica, entre outros). Embora seja um processo progressivo nos ecossistemas lacustres, o contributo da actividade humana (agricultura, indústria, esgotos domésticos) muito tem contribuído para o aceleração deste processo em muitos sistemas aquáticos.

#### **Problema:**

**De que forma os fertilizantes aplicados nos campos agrícolas contribuem para o processo de Eutroficação de um ecossistema lacustre?**

#### **Formula a tua hipótese:**

---

---

---

**Vamos realizar uma actividade experimental para validares a tua hipótese.**

#### **Material laboratorial:**

- Água da torneira;
- Baldes de 20L ou garrações de 5L;
- 4 aquários de pequenas dimensões (10-20 L);
- 4 bombas de arejamento;
- Copos graduados (250 mL);
- Termómetro;
- Etiquetas e lápis/caneta;

- 4 vasos pequenos;
- 1 Agulha
- Kits de análise de água para determinação de azoto inorgânico (amónia –  $\text{NH}_3$ , nitratos –  $\text{NO}_3^-$  e nitritos –  $\text{NO}_2^-$ ), fósforo inorgânico (ortofosfatos solúveis –  $\text{PO}_4^{3-}$ ), clorofila *a*, turbidez e cor;
- Terra para vasos;
- Fertilizante para plantas (químico ou natural);
- Sementes (e.g. milho ou feijão);
- Máquina fotográfica;
- Candeeiros de secretária ou outra iluminação artificial.

### **Material Biológico:**

- Amostra de água (inóculo) de um sistema dulçaquícola;
- Peixes de aquário (e.g. peixe dourado, *Carassius auratus*);
- Pulgas de água (e.g. *Daphnia* spp.)

### **Procedimento experimental**

1. Coloca 40 litros de água da torneira nos recipientes que tens disponíveis;
2. Coloca uma bomba de arejamento no recipiente que contém a água e deixa-o em arejamento durante 24 h;

**Questão 1:** Procura reflectir sobre o motivo pelo qual a água da torneira deve ficar com arejamento durante 24h. Para te ajudar a responder faz uma pesquisa sobre o tipo de tratamento que geralmente se faz à água nas estações de tratamento e abastecimento público de água.

---



---



---

3. Após este período, adiciona 10 litros da água que ficou a arejar a cada um dos aquários;

4. Identifica cada aquário com etiquetas (p.ex. A, B, C e D);
5. Adiciona em cada um dos aquários, com a ajuda de um copo graduado, cerca de 200 mL de amostra de água (inóculo) de um sistema dulçaquícola;
6. Fura, com a ajuda de uma agulha previamente aquecida, a base de cada um dos vasos, para permitir a passagem de água aquando da rega;
7. Coloca em cada vaso, terra para vasos + fertilizante + sementes;
8. Coloca um vaso sobre cada um dos aquários. Não deverá existir uma barreira entre o fundo dos vasos e a água dos aquários, de forma a permitir a entrada de nutrientes no sistema;
9. Coloca os aquários próximos de candeeiros de secretária (ou outra forma de iluminação artificial), de forma a ficarem expostos a luz constante;
10. Utiliza uma bomba de arejamento para garantir uma adequada oxigenação e mistura da água dos aquários;
11. Deixa os aquários durante sete dias nestas condições, regando, dia sim, dia não, com água da torneira (cerca de 100-150 mL) cada um dos vasos.

Descreve o que esperas observar ao longo dos dias, em cada um dos aquários.

---

---

---

Regista as alterações que efectivamente vais observando ao longo do tempo, na cor da água em cada um dos aquários:

---

---

---

12. Regista fotograficamente o aspecto de cada um dos aquários.

13. No 7º dia recolhe cerca de 250 mL de água de cada aquário e avalia os seguintes parâmetros, com a ajuda dos kits comprados para o efeito: turbidez, cor, concentração de azoto (amónia –  $\text{NH}_3$ , nitratos –  $\text{NO}_3^-$  e nitritos  $\text{NO}_2^-$ ), fósforo (ortofosfatos solúveis –  $\text{PO}_4^{3-}$ ) e clorofila *a*. Regista os resultados na tabela 1 (ver abaixo).

**TABELA 1:** Registo dos parâmetros avaliados no 7º dia.

AQUÁRIOS	PARÂMETROS DE QUALIDADE DA ÁGUA						
	Turbidez (FTU)	Cor (units)	NH <sub>3</sub> (mg/L)	NO <sub>3</sub> - (mg/L)	NO <sub>2</sub> - (mg/L)	PO <sub>4</sub> <sub>3</sub> - (mg/L)	Cla (ug/L)
A							
B							
C							
D							

**14.** Ao fim de 7 dias adiciona, em cada um dos aquários a seguinte variável:

**Aquário A** – Não introduza qualquer variável biológica, de forma a manter o sistema constante ao longo de todo da actividade experimental (controlo negativo).

**Aquário B** - Adiciona pulgas-de-água (*Daphnia* spp.) (cerca de 200 organismos).

**Aquário C** – Adiciona pulgas-de-água (*Daphnia* spp.) (cerca de 200 organismos) e 1 peixe.

**Aquário D** - Adiciona pulgas-de-água (*Daphnia* spp (cerca de 200 organismos) e 3 peixes.

**15.** Deixa os aquários durante sete dias nestas condições, regando, dia sim, dia não, com água da torneira (cerca de 100-150 mL) cada um dos vasos.

Descreve o que esperas observar ao longo dos dias, em cada um dos aquários.

---

---

---

Regista as alterações que efectivamente vais observando ao longo do tempo, na cor da água, no cheiro, nas condições dos organismos etc., em cada um dos aquários:

---



---



---

**16.** No 7º dia (14ª dia a contar desde o início da actividade experimental) recolhe cerca de 250 mL de água de cada aquário e avalia os seguintes parâmetros, com a ajuda dos kits comprados para o efeito: turbidez, cor, concentração de azoto (amónia –  $\text{NH}_3$ , nitratos –  $\text{NO}_3^-$  e nitritos  $\text{NO}_2^-$ ), fósforo (ortofosfatos solúveis –  $\text{PO}_4^{3-}$ ) e clorofila *a*.

**17.** Regista os resultados na tabela 2 (em baixo) e fotografa o aspecto de cada um dos aquários;

**TABELA 2:** Registo dos parâmetros avaliados no 14º dia.

AQUÁRIOS	PARÂMETROS DE QUALIDADE DA ÁGUA						
	Turbidez (FTU)	Cor (units)	$\text{NH}_3$ (mg/L)	$\text{NO}_3^-$ (mg/L)	$\text{NO}_2^-$ (mg/L)	$\text{PO}_4^{3-}$ (mg/L)	Cl $a$ (ug/L)
A							
B							
C							
D							

**Questão 2:** Na tua opinião em qual dos aquários podemos dizer que ocorreu eutroficação? Justifica a tua resposta.

---



---



---



**Questão 3:** A que se terá devido a eutroficação do(s) aquário(s)?

---

---

---

**18.** Discute os resultados com o professor e com os teus colegas e escreve as conclusões a que chegaste.

---

---

---

**19.** Valida a tua hipótese dizendo se é verdadeira ou falsa.

---

---

---

**Questão 4:** Na tua opinião achas que seria recomendável introduzir peixes vorazes num ecossistema eutrofizado, para melhorar a qualidade da sua água?

---

---

---